

28 JUL 2008

RECIBIDO

Turrialba, Costa Rica

*Instrumentos de política  
económica para el manejo  
del ambiente y los recursos  
naturales*

THOMAS STERNER

RESOURCES FOR THE FUTURE  
*Washington DC, EUA*

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL  
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA  
*Turrialba, Costa Rica*

BANCO MUNDIAL  
*Washington DC, EUA*

AGENCIA SUECA DE COOPERACIÓN  
INTERNACIONAL PARA EL DESARROLLO  
*Estocolmo, Suecia*

2007

# Tabla de contenidos

<b>Prefacio a la edición en inglés</b> .....	viii
<b>Prefacio a la edición en español</b> .....	x
<b>Prólogo a la edición en español</b> .....	xii
<b>Agradecimientos a la edición en inglés</b> .....	xiv
<b>Abreviaturas y siglas</b> .....	xvi
<b>CAPÍTULO 1. Antecedentes y visión general</b> .....	1
Definiciones, conceptos y retos de la formulación de políticas ambientales.....	1
Visión general del libro .....	7
<b>PARTE I</b>	
<i>La necesidad de una política ambiental y de recursos naturales</i>	
Las consecuencias del crecimiento económico .....	11
El fracaso de instituciones y políticas.....	13
<b>CAPÍTULO 2. Las causas clásicas de la degradación ambiental</b> .....	15
Crecimiento y ambiente .....	15
Economía del bienestar y formación de políticas .....	18
Falla del mercado .....	21
Externalidades .....	24
<b>CAPÍTULO 3. Economía pública e información</b> .....	27
Bienes públicos, bienes de club y propiedad común .....	27
Gestión .....	30
Información asimétrica e incertidumbre .....	31
<b>CAPÍTULO 4. Adaptación de los modelos a los ecosistemas: ecología, tiempo y espacio</b> .....	37
Modelo bioeconómico simple de la actividad pesquera .....	37
Bioeconomía y el manejo de ecosistemas .....	41
El manejo en un entorno intertemporal .....	47
Heterogeneidad espacial y uso de la tierra.....	50
<b>CAPÍTULO 5. La evolución de los derechos</b> .....	55
Propiedad real .....	57
Recursos de propiedad común .....	60
Ley de aguas .....	62
Lecciones para las externalidades ambientales y los comunes .....	64

**PARTE II**

*Reseña de los instrumentos de política ambiental*

<b>CAPÍTULO 6. Regulaciones directas del ambiente .....</b>	<b>73</b>
Optimalidad e instrumentos de política .....	73
Provisión directa de bienes públicos.....	77
Regulación de la tecnología.....	78
Regulación de la actividad productiva .....	82
<b>CAPÍTULO 7. Permisos transables .....</b>	<b>85</b>
Programas de emisiones transables en Estados Unidos .....	88
Otros programas de emisiones transables.....	95
Programas de intercambio para otros recursos.....	97
<b>CAPÍTULO 8. Impuestos.....</b>	<b>99</b>
Impuestos pigouvianos.....	99
Impuestos, cargas y fondos con destino específico.....	103
Impuestos sobre los insumos y la producción.....	104
Impuestos sobre los recursos naturales.....	106
<b>CAPÍTULO 9. Subsidios, esquemas de depósito-reembolso, y pago reembolsable por emisiones .....</b>	<b>108</b>
Los subsidios y su eliminación.....	108
Depósito-reembolso, exención fiscal y otros sistemas tarifarios bipartitos.....	111
El pago reembolsable por emisiones.....	113
<b>CAPÍTULO 10. Derechos de propiedad, instrumentos legales y políticas de la información .....</b>	<b>116</b>
La creación de derechos de propiedad .....	116
Manejo de los recursos de propiedad común .....	119
La responsabilidad y otros instrumentos legales .....	122
Acuerdos ambientales.....	127
La provisión de información .....	130
<b>CAPÍTULO 11. Política nacional y planificación .....</b>	<b>136</b>

**PARTE III**

*La selección de instrumentos de política ambiental*

<b>CAPÍTULO 12. Eficiencia de los instrumentos de política ambiental .....</b>	<b>145</b>
Costos heterogéneos de mitigación.....	145
Costos heterogéneos por daños.....	150
Eficiencia en el sentido intertemporal.....	154
Progreso tecnológico, crecimiento e inflación.....	156
<b>CAPÍTULO 13. El papel de la incertidumbre y la información asimétrica...160</b>	
Incertidumbre en los costos de mitigación y daños (precio vs. cantidad).....	160
La incertidumbre con respecto al tipo de contaminador o usuario .....	164
Incertidumbre en el comportamiento del contaminador o usuario .....	167

<b>CAPÍTULO 14. Efectos de equilibrio y condiciones de mercado .....</b>	<b>178</b>
Cumplimiento de metas, mitigación y sustitución de la producción .....	178
Equilibrio general, impuestos y el doble dividendo.....	183
La adaptación a las condiciones de mercado .....	188
<b>CAPÍTULO 15. La distribución de los costos .....</b>	<b>192</b>
Distribución de costos y derechos entre los contaminadores y la sociedad.....	193
Asignación de derechos.....	197
Incidencia de los costos entre contaminadores .....	199
Efectos distributivos sobre el ingreso y la pobreza .....	202
<b>CAPÍTULO 16. La política y la psicología de los instrumentos de política ambiental.....</b>	<b>206</b>
Política de la selección de instrumentos de política ambiental.....	207
Cumplimiento, monitoreo y psicología de la elección de instrumentos .....	210
Formulación de políticas en economías de muy escasos recursos.....	213
<b>CAPÍTULO 17. Aspectos internacionales.....</b>	<b>217</b>
Aspectos ambientales internacionales .....	217
Comercio, relaciones internacionales y formulación local de políticas .....	220
La competitividad y la hipótesis de Porter.....	224
<b>CAPÍTULO 18. El diseño de instrumentos de política ambiental .....</b>	<b>226</b>
Matriz de selección de políticas ambientales .....	226
La interacción entre políticas.....	232

#### PARTE IV

##### *Instrumentos de política ambiental para el transporte vial*

<b>CAPÍTULO 19. Daños ambientales causados por el transporte .....</b>	<b>237</b>
Los vehículos .....	237
Ubicación .....	238
Combinando la edad del vehículo y la ubicación.....	239
Temperatura del motor y otros factores.....	240
<b>CAPÍTULO 20. El impuesto ambiental al ruedo .....</b>	<b>243</b>
Cálculo del daño ambiental por transporte vial.....	243
Esquemas más simples de fijación de precios.....	246
<b>CAPÍTULO 21. Impuestos o regulación para la eficiencia del combustible .....</b>	<b>255</b>
Impuestos al combustible .....	255
Regulaciones en lugar de mecanismos de precio .....	265
<b>CAPÍTULO 22. Calidad del combustible, estándares vehiculares y planificación urbana .....</b>	<b>269</b>
Calidad del combustible y eliminación gradual del plomo.....	269
Políticas para la calidad del combustible en Suecia y otros países.....	276
Estándares vehiculares, eficiencia, y distribución.....	279
Contaminación urbana en las ciudades de los países en desarrollo .....	286
<b>CAPÍTULO 23. Lecciones aprendidas: transporte .....</b>	<b>292</b>



**PARTE V***Instrumentos de política ambiental para la contaminación industrial*

<b>CAPÍTULO 24. La experiencia de los países desarrollados .....</b>	<b>297</b>
Mitigación de las emisiones de azufre .....	298
Reducción de las emisiones de NO <sub>x</sub> de la combustión.....	305
Reforma fiscal verde en Suecia y Alemania .....	310
La prohibición comparada con otras políticas: el tricloroetileno.....	314
Responsabilidad y Superfondo.....	320
Provisión de información y acuerdos voluntarios sobre las emisiones tóxicas en Estados Unidos.....	323
Formulación global de políticas: protegiendo la capa de ozono .....	325
Cambio climático global: políticas nacionales y nuevas tecnologías .....	327
 <b>CAPÍTULO 25. La experiencia de los países en desarrollo .....</b>	 <b>339</b>
Los fondos ambientales y otros instrumentos: países del centro y el este de Europa .....	341
Cargas y fondos ambientales: China .....	344
Cargas ambientales: Río Negro, Colombia .....	346
Participación voluntaria en el control de emisiones: México.....	348
Tarifas eléctricas diferenciadas: México y Zambia .....	351
Provisión de información y capacidad institucional: Indonesia.....	354
La regulación de la contaminación en dos pasos: India.....	360
Lecciones aprendidas.....	366

**PARTE VI***Instrumentos de política económica para el manejo de recursos naturales y ecosistemas*

<b>CAPÍTULO 26. Agua.....</b>	<b>370</b>
Gestión del agua y asignación de tarifas .....	372
La estructura tarifaria en algunas economías de Oriente Medio .....	374
Tarifas del agua en Chile.....	375
Gestión, legislación y fijación de precios del agua en el sur de África .....	376
Asignación del precio del agua cuando no hay medidores .....	379
Gestión del agua como recurso de propiedad común .....	384
 <b>CAPÍTULO 27. Desechos.....</b>	 <b>387</b>
Los incentivos económicos en el manejo de los desechos .....	388
La gestión de desechos en los países en desarrollo .....	390
Turismo y gestión de los desechos en el Caribe.....	392
Ecoetiquetado de jabones y detergentes.....	394
Certificaciones transables de recuperación de residuos de envases.....	397
 <b>CAPÍTULO 28. La pesca.....</b>	 <b>399</b>
Manejo de la pesca de subsistencia .....	403
Las CIT en el manejo de la pesca.....	407
Conclusiones .....	414
 <b>CAPÍTULO 29. Agricultura .....</b>	 <b>417</b>
Manejo de la escorrentía agrícola.....	419
Derechos de propiedad, crecimiento poblacional y erosión del suelo.....	422
El riesgo en la agricultura de aparcería.....	424
Eco-impuestos en la agroindustria .....	428

<b>CAPÍTULO 30. Silvicultura</b> .....	<b>434</b>
Subsidios .....	436
Impuestos.....	437
Regulaciones .....	438
Concesiones forestales y contratos madereros.....	439
Certificación.....	440
Compensaciones de carbono y otras formas de pago internacional .....	441
Clarificación de los derechos de propiedad.....	442
<b>CAPÍTULO 31. Ecosistemas</b> .....	<b>445</b>
Manejo de la fauna silvestre como recurso de propiedad común en Zimbabwe .....	446
Protección de los ecosistemas marinos.....	449
Diseño de políticas para los ecosistemas .....	456

## PARTE VII

### *Conclusión*

<b>CAPÍTULO 32. Problemas relacionados con las políticas y sus posibles soluciones</b> .....	<b>460</b>
Criterios para la formulación de políticas.....	461
Eficiencia .....	462
Incertidumbre, riesgo e información asimétrica .....	464
Complejidades ecológicas y técnicas.....	467
La provisión de bienes públicos ambientales .....	468
Factibilidad, estructura de mercado y efectos generales de equilibrio .....	470
Distribución de costos y la política del diseño de políticas .....	472
Formulación de políticas nacionales e internacionales.....	474
Conclusión .....	474
<b>Referencias bibliográficas</b> .....	<b>479</b>
<b>Índice</b> .....	<b>519</b>
<b>Acerca del autor</b> .....	<b>542</b>

# *Prefacio a la edición en inglés*

**M**UCHOS PAÍSES —tanto industrializados como en desarrollo— enfrentan problemas severos de protección de los recursos naturales y gestión del medio ambiente. El diseño y la implementación de políticas que respondan a los importantes retos de sostenibilidad económica, ecológica y social ha sido debatida durante años por dos grupos relacionados: los gobiernos y otras organizaciones, por un lado, y los economistas de la academia y otros analistas, por el otro.

El diseño y la implementación de políticas ambientales y de recursos naturales ha sido objeto de un interés creciente en todo el mundo. Lo que comenzó en la Cumbre Ambiental de las Naciones Unidas en Estocolmo en 1972 y se fortaleció en la Cumbre de la Tierra en Río de Janeiro, en 1992, adquirió un papel central en la Cumbre de Río+10 en Johannesburgo en el 2002. Los gobiernos (en particular en los países en desarrollo), las instituciones de desarrollo nacionales y multilaterales, el sector privado, y las organizaciones no gubernamentales han estado tomando medidas, y las políticas resultantes suelen tener un tinte regulatorio o de comando y control. Los efectos han sido mixtos: algunos casos exitosos y varios decepcionantes.

En una vía paralela, desde los años 60, el diseño y la implementación de políticas ambientales y de recursos naturales ha sido objeto de investigaciones cada vez más provechosas. Gran parte de este trabajo se enfoca en lo que se puede describir como políticas basadas en incentivos, que intentan aprovechar más las motivaciones económicas y proveer una mayor flexibilidad que los enfoques regulatorios tradicionales.

Se ha avanzado en el entendimiento de ambos tipos de políticas, y se han encontrado aplicaciones prometedoras en muchos países en desarrollo, así como en el mundo desarrollado. Sin embargo, la experiencia en los países en desarrollo es más limitada, y abunda el escepticismo acerca de la aplicabilidad de las políticas basadas en incentivos en estas naciones.

En este libro, Thomas Sterner avanza de manera exitosa el conocimiento práctico y conceptual de lo que debe hacerse para diseñar e implementar políticas ambientales y de recursos naturales de calidad en diferentes países, tanto desarrollados como en desarrollo.

A partir de una teoría económica sólida y de otros aspectos sociales y políticos, el libro comienza por una presentación y análisis profundos del menú de políticas disponibles. Luego, discute ampliamente sus aplicaciones actuales y potenciales (contaminación, recursos naturales y transporte) en economías de distintos tipos.

El estudio llevado a cabo por el Dr. Sterner acerca del espectro de políticas desarrolla varias lecciones importantes para analistas, formuladores de políticas y estudiantes; estas incluyen:

- Las políticas bien diseñadas basadas en incentivos pueden funcionar y de hecho lo hacen, tanto para proteger el medio ambiente y los recursos naturales como para reducir los costos de alcanzar su objetivo. La resistencia generalizada al uso de dichas políticas en algunas partes del mundo, ya sea por una posición filosófica o por falta de información, debe ser reconsiderada.
- Las políticas mal diseñadas basadas en incentivos pueden ser tan ineficaces como las alternativas que sus defensores buscan reemplazar.
- Ningún régimen de políticas, basado en incentivos o de cualquier otro tipo, llegará lejos sin las capacidades institucionales económicas, legales y técnicas subyacentes y el ambiente social necesario. A menudo, estas capacidades son muy limitadas en el mundo en desarrollo.
- Para lograr sus cometidos, las políticas deben diseñarse específicamente para el contexto social y las instituciones existentes, y su aplicación debe ser acompañada por la formación de capacidad. El análisis y la experiencia nos enseñan mucho, pero las respuestas que parecen simples recetas no tienen probabilidades de triunfar.

Esperamos que este excelente libro sirva a manera de recurso valioso para quienes consideran y evalúan opciones concretas de políticas y para aquellos analistas que buscan proveer la base intelectual de dichos esfuerzos. Dada la importancia tanto de proteger los recursos naturales y el ambiente como de hacerlo de manera eficiente en cuanto a los costos, no existe una prioridad mayor en la agenda de políticas ambientales actual y futura.

John A. Dixon  
*Banco Mundial*

Michael A. Toman  
*Resources for the Future*

# *Prefacio a la edición en español*

**E**N MI EXPERIENCIA COMO INVESTIGADOR y docente del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) y como Director del Programa Latinoamericano y del Caribe de Capacitación en Economía Ambiental (LACEEP por sus siglas en inglés; ver [www.laceep.org](http://www.laceep.org)), he notado que el idioma inglés constituye, cada vez más frecuentemente, una parte central del esfuerzo por educarse de los jóvenes latinoamericanos. Por ejemplo, los talleres y cursos cortos que ofrece LACEEP como parte de su programa de capacitación y becas a jóvenes investigadores utilizan el inglés como idioma oficial de trabajo, y hasta el momento no hemos encontrado mayor problema con esto.

Sin embargo, el inglés todavía constituye una barrera de acceso a la información para investigadores y docentes latinoamericanos en al menos dos sentidos. Por un lado, siendo el español su idioma materno, tienden a concentrar sus búsquedas de información y referencias clave en la literatura gris, revistas y libros de texto en castellano, en detrimento de fuentes más sólidas e internacionalmente reconocidas. Segundo, y claramente ligado con lo anterior, se tienden a dejar de lado las revisiones generales de conceptos, métodos y técnicas que típicamente constituyen la puerta de entrada a un nuevo enfoque o tema y que por lo general están escritas en inglés. Por ejemplo, las propuestas que concursan por las becas de LACEEP suelen dejar de lado referencias clave que deberían ser parte básica de toda descripción de un método o un concepto.

Se requieren libros que se posicionen estratégicamente entre un libro de texto básico tradicional en economía ambiental (Kolstad 2001, *Economía Ambiental*; Tietenberg 1992, *Environmental and Natural Resource Economics*, por mencionar solo dos) y artículos en inglés publicados en revistas especializadas, sirviendo así de puerta de acceso a un nivel superior de sofisticación analítica. La traducción del libro del Prof. Sterner al español procura precisamente esto: dotar a los hispanohablantes de una libro de texto accesible para quienes ya poseen un entrenamiento previo en economía y que, más importante aún, sirva de guía de acceso a las referencias claves en inglés, para quienes desean profundizar en alguno de los múltiples temas tratados en el libro.

Este libro tiene, en mi opinión, tres elementos que lo convierten en una referencia obligada para los interesados en entender el uso de instrumentos de política económica para el manejo sostenible del medio ambiente. Primero, contiene una excelente y muy completa guía formal de los diversos instrumentos de política económica existentes, brindando en cada uno de los casos las referencias bibliográficas más pertinentes, además de ejemplos y casos concretos. Segundo, el Prof. Sterner hace un esfuerzo fructífero por analizar de manera sistemática la incidencia de cada uno de los instrumentos; es decir, se examinan los efectos redistributivos de los distintos instrumentos y su efecto sobre ganadores y perdedores, tanto en términos de ingreso como en términos de cambios en el consumo y la producción. Tercero, el texto contiene varios capítulos con aplicaciones concretas de instrumentos económicos a temas complejos como transporte, manejo de desechos, agricultura, y contaminación industrial, entre otros.

Este libro está dirigido a estudiantes, docentes e investigadores en universidades y centros de investigación interesados en acercarse a la economía ambiental partiendo de bases previas en economía. Constituye también un compendio completo y bien ejemplificado de instrumentos económicos para el manejo del medio ambiente y, como tal, debería ser de interés para tomadores de decisiones a nivel político en ministerios de ambiente, agricultura, planificación y transporte, por citar solo algunos de los temas tratados en el libro.

Para el CATIE es un honor y un placer dotar a la comunidad científica de la versión en español de un libro tan importante.

Dr. Francisco Alpizar  
 Editor técnico

# *Prólogo a la edición en español*

**E**STE LIBRO ESTÁ DIRIGIDO A LAS PERSONAS interesadas en la selección y el diseño de instrumentos de política para el medio ambiente: profesores universitarios, estudiantes de pre- y posgrado, analistas que asesoran a los formuladores de políticas y, en especial, en países que aún no han hecho un uso extensivo de los instrumentos de política basados en el mercado. Su propósito consiste en agrupar las distintas experiencias de formulación de políticas que han evolucionado en Estados Unidos, Europa y otros países de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), así como en países del llamado “tercer” mundo, incluyendo algunas economías anteriormente planificadas. Existe un amplio rango de aspectos ambientales y de recursos naturales que ilustran rasgos importantes desde el punto de vista ecológico o que constituyen buenos ejemplos de los principios del diseño de políticas aplicados a los distintos contextos sociales y económicos de estos países.

Este libro no es una enciclopedia de problemas ambientales y de recursos naturales, un libro de texto sobre economía ambiental o una mera descripción de políticas. Hay muchos temas importantes que no se cubren aquí, o al menos no de manera proporcional a su relevancia. Los aspectos teóricos se presentan para refrescar la memoria de los lectores que han estudiado algo de economía más que como un entrenamiento riguroso de futuros economistas ambientales. Si fuera posible escribir un “recetario” para la formulación de políticas ambientales, sin duda debería hacerse. Sin embargo, las realidades ecológicas, técnicas, sociales y económicas de la formulación de políticas ambientales son tan complejas que no existen lineamientos sencillos para ello. En su lugar, se necesita una comprensión profunda tanto de la economía como de la ciencia ambiental para diseñar políticas exitosas.

Se presenta solamente una cantidad pequeña de matemáticas. Aunque las pruebas matemáticas podrían ser de gran ayuda para algunos lectores, también pueden ser fuente de gran frustración para otros. El texto fue redactado para ser inteligible incluso

para los lectores que revisan las fórmulas por encima, de modo que las explicaciones matemáticas detalladas se presentan como información complementaria.

Los contenidos de este libro incluyen los temas teóricos claves, sus aplicaciones mundiales y varios aspectos “café” y “verdes”. Mi experiencia personal y mi trabajo han afectado mi elección de énfasis. Aunque me interesan mucho otras ciencias sociales y naturales, soy antes que nada un economista, y aunque traté de cubrir tantos países como fuera posible para ilustrar varios sistemas económicos y niveles de ingreso, por mi experiencia propia los casos provenientes de Suecia y Estados Unidos son los más abundantes entre los países desarrollados. Mi experiencia de vivir en México y escribir mi tesis doctoral sobre el uso (por no decir despilfarro) de energía en la economía mexicana durante el período de petrolización ha sido una fuente de inspiración importante para mí a nivel personal. México es un país fantástico, con una cultura y gente maravillosa que quiero muchísimo. Por otro lado, también es un país que me ha enseñado los efectos a veces muy dañinos de las malas políticas energéticas o ambientales. Gracias a mis colegas y estudiantes, también he podido conocer e incluir ejemplos de instrumentos económicos para el manejo ambiental utilizados en otros países latinoamericanos, desde Colombia hasta Brazil y desde Chile hasta el Caribe.

He utilizado la versión original en inglés de este libro en seminarios y docencia en varios países latinoamericanos, como Chile, Costa Rica, Cuba, México y Uruguay. Aunque muchos colegas lo pueden leer en inglés, creo que la difusión del trabajo en castellano va a facilitar la comunicación del mensaje. Dada la comprensión cada día mayor de la importancia de los retos ambientales a nivel local, regional y global, es un mensaje importante pues no solo hay que reconocer el papel del ambiente, sino también diseñar políticas prácticas y eficientes para su manejo racional.

Quisiera agradecer a todos mis colegas y amigos en América Latina, quienes me han enseñado algo de la grandeza y la belleza de este continente tan fascinante. En particular, quiero agradecer a Gabriela Gitli por su excelente y valioso trabajo de traducción de este libro y de supervisión de su producción. También quiero agradecer mucho a Sara Aniyar la traducción de varios capítulos y a Francisco Alpizar por su colaboración como experto en la revisión de la terminología técnica. Finalmente, quiero agradecer al CATTIE, anfitrión de nuestro centro de investigación LACEEP (Programa Latinoamericano y del Caribe de Capacitación en Economía Ambiental), que es una red en colaboración con la Universidad de Gotemburgo dedicada a la enseñanza y docencia en materia de economía ambiental.

El análisis científico de los instrumentos de política no es algo nuevo. Sin embargo, dicho análisis tiende a concentrarse en un problema o aspecto a la vez y a ser redactado para especialistas. La literatura que cubre de manera sistemática todo el menú de temas de política ambiental y de recursos naturales en distintos países es más escasa, y es allí donde se inscribe este libro.



# *Agradecimientos a la edición en inglés*

**D**URANTE LA DÉCADA PASADA, he estado involucrado en la docencia en Suecia y en esfuerzos de desarrollo de capacidades en varias partes del mundo. El material presentado en este libro ha sido puesto a prueba con estudiantes en cursos de instrumentos de política ambiental y de recursos naturales en la Universidad de Gotemburgo (Gotemburgo, Suecia), en talleres en el Banco Mundial (Washington, DC), y en el curso electivo de economía ambiental del Consorcio Africano de Investigación Económica (Nairobi, Kenia). El manuscrito o algunas de sus partes fueron presentados en varios seminarios de economía en la Universidad de Gotemburgo, Resources for the Future (RFF), el Harvard Institute for International Development y el Banco Mundial. Quiero agradecer a todos los participantes de dichos eventos, quienes son demasiado numerosos para nombrarlos a todos aquí. Parte del manuscrito se presentó también en el Institute of Economic Growth (Delhi, India); gracias a Kanchan Chopra, B.N. Goldar, Shubash Gulati, Srikant Gupta y M.N. Murthy por sus valiosos comentarios.

La Unidad de Economía Ambiental de la Universidad de Gotemburgo tiene una colaboración extensa con la Agencia Sueca de Cooperación Internacional para el Desarrollo (ASDI), que incluye el Instituto Beijer en la Real Academia en Estocolmo, Suecia, así como varias redes de desarrollo de capacidades en varios continentes. Esta colaboración me ha permitido trabajar con colegas y estudiantes de países en África, Asia y América Latina. Agradezco a estos coautores, colegas y amigos que han leído cuidadosamente el manuscrito y brindado valiosos comentarios: Hala Abou-Ali, Shakeb Afah, Wisdom Akpalu, Tekye Alemu, Francisco Alpizar, Greg Amacher, Jessica Andersson, Christian Azar, Razack Bakari, Allen Blackman, Gardner Brown, Dallas Burtraw, Fredrik Carlsson, Nasima Chowdhury, Frank Convery, Håkan Eggert, Anders Ekblom, Jorge García, Gautam Gupta, Henrik Hammar, Winston Harrington, Lena Höglund, Bill Hyde, Olof Johansson-Stenman, Per Kågeson, Beatrice Kalinda, Vinnish Kathuia, Michael Kohlhas, Gunnar Köhlin, Sandra Lerda, Martin Linde Rahr, Åsa Löfgren, Susanna Lundström, Minhaj Mahmud, Peter Martinsson, Alenu Mekonnen, Katrin Millock, Adolf Mkenda, Edwin Muchapondwa, Samuel Mulenga, Astrid Núñez, Wilfred Nyangena, Peter Parks, Daniela Roug-hsedge, Ulaganathan Sankar, Daniel Slunge, Churai Tapvong, Tom Tietenberg, Martine Visser y Mahmud Yesuf: ¡gracias!

Aproveché también las discusiones con muchos otros colegas, estudiantes y amigos de varios países y disciplinas: Milford Aguilar, Sara Aniyar, Jaap Arntzen, Collins Ayoo, Thinus Basson, Mohamud Belhaj, Gunnar Bengtsson, Anders Biel, Alan Carlin, Partha Dasgupta, Henk Folmer, Don Fullerton, Lena Gipperth, Haripriya Gundimeda, Joachim Häggström, Michael Hanemann, Thomas Kåberger, Eseza Katerenga, Lennart Lunqvist, Nelson Magbagbeola, Karl-Göran Mäler, Marco Martínez Negrete, Vivekananda Mukherjee, Elinor Ostrom, Remy Paris, Jack Pezzey, Jorge Rogat, Máximo Rossi, Bo Rothstein,

Mikael Söderbäck, Dan Strömberg, Jeroen van den Bergh, Mike Warren, y Wang Zhongcheng. Espero que muchos otros me perdonen por no mencionar sus nombres. Gracias por todas las discusiones interesantes, ejemplos de políticas, comentarios y otros apoyos en relación con este libro.

Comencé a escribir este libro en una año sabático que pasé en Washington, DC (1998-1999). Estuve durante una parte del mismo en RFF, institución que tuvo la gran gentileza de ofrecerme una Gilbert White Fellowship, y parte en el Departamento del Medio Ambiente del Banco Mundial. Ambas experiencias fueron muy estimulantes, cada una a su manera. Además de los ya mencionados, varios colegas de RFF me ayudaron a comprender la formulación de políticas en Estados Unidos: Ruth Bell, Jim Boyd, Joel Darmstadter, Carolyn Fischer, Suzi Kerr, Ray Kopp, Alan Krupnick, Molly Macauley, Virginia McConnell, Dick Morgenstern, Richard Newell, Wally Oates, Karen Palmer, Ian Parry, Paul Portney, Roger Sedjo y David Simpson.

Muchas personas que trabajaban en el Banco Mundial o que pasaron por ahí contribuyeron a mi comprensión de las políticas de los países en desarrollo a través de innumerables discusiones durante los almuerzos y cafés: Adriana Bianchi, Hans Binswanger, Thomas Black, Jan Bojö, John Briscoe, Ken Comitz, Paul Collier, Maureen Cropper, Susmita Dasgupta, Gunnar Eskeland, Asif Faiz, Per Fredriksson, Annika Haksar, Kirk Hamilton, David Hanrehan, Philip Hazelton, Narpat Jodha, Ian Johnson, Magda Lovei, Kseniya Lvovsky, Carl-Heinz Mumme, Stefano Pagiola, Julia Peck, Klas Ringskog, Ina Marlene Ruthenberg, Claudia Sadoff, Lisa Segnestam, Ronaldo Seroa da Motta, Priya Shyamsundar, Joe Stiglitz, Vinod Thomas, Lee Travers, Alberto Urribe, Hua Wang, Yan Wang, Bob Watson, David Wheeler y Jian Xie.

En RFF, Porchiung Benjamin Chou y Sara Gardner fueron excelentes asistentes de investigación en agentes modelo-principal y pesquerías, respectivamente. John McClanahan, de la Escuela de Leyes de NYU, me ayudó con su excelente investigación sobre derechos de propiedad. Disfruté de una colaboración cercana con Ramón López en torno a varios temas. En Harvard, varios amigos me invitaron a impartir un seminario y comentaron acerca de varios capítulos del manuscrito o contribuyeron con ejemplos: Randy Bluffstone, Theo Panayotou, Bob Stavins, Jeff Vincent y Cliff Zinnes. Un agradecimiento especial a John Dixon y Michael Toman, quienes me invitaron a Washington y no solo me orientaron sino que participaron en discusiones clave sobre este libro.

Por último, muchas personas me ayudaron con las referencias, tareas secretariales y asistencia en la investigación, y me siento muy agradecido por su gran ayuda: Mlima Aziz, Elisabet Földi, Gabriela Gitli, Katarina Renström, Pauline Wiggins y Fredrik Zeybrandt. Quiero agradecer también a RFF, el Banco Mundial y ASDI por su apoyo financiero a este libro, así como a Handelsbankens Forskningsstiftelser por su apoyo adicional en proyectos de investigación y asistencia. En ASDI, Mats Segnestam no solo ha sido fuente de aliento constante sino también un contribuyente importante a las discusiones sobre pobreza y medio ambiente. Ron Reisman y el equipo de RFF han constituido una fuente permanente de apoyo y comprensión. Mi agradecimiento a mi correctora de pruebas, Pamela Angulo, y a los revisores anónimos empleados por RFF para este libro.

*Para Greta, por un buen pasado*

*Para Gustav, Erik y Kalle, por un futuro sostenible*

*Para todos ustedes y para Lena, por compartir el presente*

# Abreviaturas y siglas

ADN	ácido desoxirribonucleico
ASDI	Agencia Sueca de Cooperación Internacional para el Desarrollo
AV	acuerdo voluntario
CAAA	siglas en inglés de reformas a la Ley de Aire Puro (Clean Air Act Amendments)
CARB	siglas en inglés de Junta de Recursos de Aire de California (California Air Resources Board)
CEE	Comisión Económica Europea
CERCLA	siglas en inglés de Ley de Responsabilidad, Compensación y Recuperación Ambiental (Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act)
CFC	clorofluorocarbono
CMNUCC	Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
CO	monóxido de carbono
CO <sub>2</sub>	dióxido de carbono
COP	siglas en inglés de Conferencia de las Partes
COV	compuesto orgánico volátil
CTI	cuotas transferibles individuales
DDT	un plaguicida eficaz pero muy peligroso
EPA	siglas en inglés de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
EPCRA	siglas en inglés de Ley de Planificación de Emergencias y del Derecho a Información Comunitaria (Emergency Planning and Community Right-to-Know Act)
ESMAP	siglas en inglés del Programa de Apoyo a la Gestión del Sector Energético del Banco Mundial
ETBE	etil <i>tert</i> -butil éter
GATT	siglas en inglés del Acuerdo General sobre Aranceles Aduaneros y Comercio
GEF	siglas en inglés del Fondo para el Medio Ambiente Mundial
GEMI	siglas en inglés de la Iniciativa de Gestión del Medio Ambiente Mundial

GPS	Sistema de Posicionamiento Global (siglas en inglés)
gWh	gigavatio-hora
HC	hidrocarburo
HCFC	hidroclorofluorocarbono
HCl	ácido clorhídrico
H <sub>2</sub> O	agua
IM	instrumento de mercado
IPCC	siglas en inglés del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
kWh	kilovatios-hora
LEV	siglas en inglés de vehículos de baja emisión
MDL	Mecanismo de Desarrollo Limpio (del Protocolo de Kyoto)
MTBE	metil <i>tert</i> -butil éter
mWh	megavatio-hora
NAFTA	siglas en inglés del Tratado de Libre Comercio de América del Norte
NO <sub>x</sub>	óxidos de nitrógeno
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico
ODS	siglas en inglés de sustancias que destruyen la capa de ozono
OMC	Organización Mundial del Comercio
OMS	Organización Mundial de la Salud
ONG	organización no gubernamental
O <sub>2</sub>	oxígeno
OTC	siglas en inglés de la Comisión del Transporte de Ozono
PCB	bifenilo policlorado
PET	permisos de emisión transables
PER	permisos de emisión reembolsables
PIB	producto interno bruto
PNUD	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
ppm	partes por millón
RMS	rendimiento máximo sostenible
REM	rendimiento económico máximo
RPC	recurso de propiedad común
SEPA	siglas en inglés de la Agencia Sueca de Protección Ambiental
SIP	siglas en inglés de planes estatales de implementación
SKr	coronas suecas (1 SKr ≈ 10 US\$)
SO <sub>x</sub>	óxidos de azufre
TAC	total admisible de capturas
TCE	tricloroetileno
TPS	total de partículas en suspensión
TRI	siglas en inglés del Inventario de Emisiones de Sustancias Tóxicas (Toxic Release Inventory)
UE	Unión Europea
USAID	Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional

*Instrumentos de política  
económica para el manejo  
del ambiente y los recursos  
naturales*

# *Antecedentes y visión general*

**E**N EL OTOÑO DE 1999, las Naciones Unidas anunciaron que la población humana había alcanzado los 6 billones de individuos. No está claro si el anuncio fue motivo de celebración o de alarma.

La población global crece rápidamente —casi 80 millones de personas más por año— y se ha duplicado desde 1960. La mayor parte del crecimiento tiene lugar en países pobres; la población de la India sobrepasó el billón, y este país podría convertirse en el más poblado del mundo dentro de algunas décadas. Algunas proyecciones recientes indican que la tasa de crecimiento mundial está aumentando más lentamente, pero todavía se predice que la población del planeta alcanzará los 9 billones dentro de algunas décadas. Este crecimiento poblacional presenta retos considerables para el manejo de los recursos naturales y el medio ambiente.

## **Definiciones, conceptos y retos de la formulación de políticas ambientales**

Los vínculos que existen entre la población, la pobreza, el crecimiento, los recursos y el ambiente son complejos, y los mecanismos que determinan la fecundidad y mortalidad humanas (y, por lo tanto, la dinámica poblacional) constituyen un tema de estudio interesante<sup>1</sup>. La política china, severa pero eficaz, ha demostrado que los mecanismos de política pueden afectar la fecundidad y mortalidad humanas; la pregunta es si sería posible afectar el crecimiento poblacional sin violentar demasiado las libertades individuales.

Resulta interesante que el crecimiento poblacional parece estar disminuyendo rápidamente en la mayoría de los países. El promedio mundial de hijos por mujer ha bajado de alrededor de 6 en 1950 a 2,9 en los 90. En los países más ricos, la tasa de natalidad suele ser de 2 hijos por mujer, lo cual significa que la población se estabilizará o disminuirá lentamente. El ingreso y la educación son determinantes particularmente importantes de la tasa de fecundidad y, así, el “desarrollo” implica automáticamente cierta disminución en la misma. La

velocidad de la transición depende de varios factores culturales e institucionales, que pueden capturar a los países en una forma de “trampa demográfica”, donde la pobreza es tanto causa como efecto del rápido crecimiento poblacional. Los resultados de estudios que exploran los vínculos entre instituciones como la propiedad, el matrimonio y la herencia, así como determinantes más sutiles de la fecundidad, indican que las políticas pueden, y de hecho tienen, un efecto considerable sobre las decisiones en el hogar, como casarse o cuántos hijos procrear (Dasgupta 1993). Este hallazgo indica que las políticas pueden afectar exitosamente el tema de la fertilidad, pero los aspectos socioculturales y personales de la fecundidad y la mortalidad dificultan su aplicación.

Además de la población, otros determinantes importantes del impacto humano sobre los ecosistemas son el nivel de consumo y la elección de tecnología, concepto bien resumido por la ecuación  $I=PAT^*$ , donde el impacto depende de la población, su riqueza y tecnología (Ehrlich y Holdren 1971).

### ***Fallas de mercado***

Una fuente de frustración para muchos ambientalistas es que existen soluciones aparentemente simples a problemas ambientales serios, pero estas nunca se implementan. En este libro, se describen los instrumentos de política diseñados para asegurar dicha implementación. Para empezar, quienes formulan las políticas deben entender por qué es necesaria la política ambiental. Las razones incluyen fallas de mercado y de las políticas, que están entrelazadas con la evolución de los derechos de propiedad.

*Falla de mercado* es un término técnico que se refiere, en un sentido general, a condiciones en las cuales el libre mercado no produce un bienestar óptimo. Así, se trata de una “falla” cuando se compara con el modelo abstracto diseñado por los economistas de una economía de mercado perfecta. Ejemplos importantes de esta falla incluyen los efectos externos (externalidades), bienes públicos, recursos de propiedad común, derechos de propiedad mal definidos o defendidos, mercados no competitivos e información imperfecta (o asimétrica). La *falla de políticas* puede parecer un concepto simple, pero lo subyace una noción aparentemente neutral de bienestar. Las políticas reflejan intereses económicos y, en algunos casos, no hay una sola política “óptima” para todos los grupos de la sociedad. A veces, podemos distinguir entre política corrupta y política deficiente. La primera propugna ser del interés de todo el país, pero en realidad sirve solamente los intereses de un grupo (y puede hacerlo muy adecuadamente). La segunda pretende incrementar el bienestar de una manera razonable, pero fracasa por razones de ineptitud. Los derechos de propiedad son instituciones que pueden verse afectadas por las políticas, aunque el proceso suele ser muy lento.

Las *externalidades* son efectos secundarios de la producción y el consumo, tales como la erosión del suelo causada por prácticas agrícolas inapropiadas (particularmente en laderas). La sedimentación de las represas y la destrucción de arrecifes de coral son costos reales, pero no son enfrentados por los individuos o corporaciones que causan el daño. Estas situaciones pueden verse como consecuencias de derechos de propiedad incompletos: si las vías fluviales tuviesen dueños con derecho al agua limpia, estos podrían demandar a quien causara la erosión y así internalizar los efectos.

Los *bienes públicos* son productos o servicios disfrutados en común, como la defensa o el aire (limpio o sucio). El mercado tiende a suplir dichos bienes en cantidades insuficientes, porque resulta difícil excluir a quienes no pagan por ellos. En su lugar, son necesarios procesos políticos, como la elección de un gobierno que cobre impuestos y financie bienes públicos. Los *recursos de propiedad común* también presentan una exclusión costosa, pero los bienes producidos con estos recursos son consumidos individualmente (como *bienes privados*). Algunos ejemplos incluyen la madera para combustible y el forraje, que son recursos que suelen manejarse como *propiedad común*. El parasitismo (*free riding*) y otros mecanismos conducentes a la suboferta de bienes públicos también pueden resultar en la sobreutilización de recursos de propiedad común, a menos que las instituciones tengan la fortaleza necesaria para limitar el acceso de los usuarios. Los *mercados no competitivos*, monopolios y oligopolios suelen resultar en una oferta subóptima (p. ej., vender muy poco, a un precio muy alto).

De todas las fallas de mercado, la *información asimétrica* es quizás la más incisiva. Los economistas gustan de señalar que no hay “almuerzo gratis”, pero suelen asumir que la información está a la disposición de todos. La información es costosa, y la falta de información impide el funcionamiento perfecto del mercado. La comprensión de las asimetrías en la información no solo nos ayuda a diseñar instrumentos de política para enfrentar las dificultades en el monitoreo, apunta también al centro mismo de la cuestión más esencial: cómo promover objetivos sociales —como la equidad— sin destruir los incentivos al trabajo y la eficiencia. Puesto que los formuladores de políticas carecen de datos confiables sobre los daños y costos de mitigación de la contaminación, por ejemplo, no pueden diseñar políticas que sean tanto eficientes (con respecto a la asignación de recursos) como justas (al compartir la carga de todos los costos involucrados). Si los formuladores de políticas necesitan la cooperación de individuos que poseen la información, entonces deben aceptar que dichos individuos podrían recibir algo a cambio de revelar sus datos.

### ***Derechos sociales y normas relacionadas con la naturaleza***

El concepto de *problemas ambientales* suena simple y, dependiendo de nuestra procedencia, puede evocar el humo de una fábrica, la erosión del suelo o la sedimentación de una represa. Sin embargo, en un nivel más profundo, resulta difícil comprenderlo, pues se vincula no solo con las relaciones entre los seres humanos, sino también entre estos y la naturaleza.

Para determinar qué es un problema ambiental y qué debe ser remediado, los formuladores de políticas deben comprender no solo la tecnología y ecología, sino también la sociología, economía y política de los derechos de propiedad. Los derechos, los instrumentos de política y la política en sí se vinculan de distintas maneras en las diferentes economías, y la información también desempeña un papel importante. Un ejemplo de la vida diaria que ilustra el tema de los derechos es el fumado.

Hace unas décadas, los individuos tenían derecho a fumar más o menos donde hacerlo. La única opción de los fumadores pasivos consistía en tratar de evitar a los fumadores activos. Con el tiempo, el incremento de la información disponible y otros factores han



cambiado dicha situación hasta el punto en que hoy, en algunos países, los derechos se han invertido: los individuos tienen derecho a disfrutar de un ambiente libre de humo. Este cambio total ha permeado incluso la esfera privada, de forma tal que los fumadores que visitan otras casas solicitan amablemente permiso para fumar, o salen de la habitación para encender un cigarrillo. El uso de instrumentos como las áreas de no fumado, los impuestos al tabaco, la prohibición de la publicidad relacionada con el tabaco, y las demandas contra las compañías tabacaleras han afectado significativamente la percepción general sobre los derechos relacionados con el fumado. Aunque algunos instrumentos de política son posibles solamente gracias a los cambios en los derechos individuales, los instrumentos también pueden ayudar a mudar la estructura de los derechos al cambiar las percepciones morales y éticas.

### ***Problemas actuales y señales de alarma***

Algunos ejemplos ilustran el tipo de problemas ambientales que enfrenta la humanidad:

- La capa estratosférica de ozono, protectora de la Tierra, ha sido degradada por las emisiones de químicos tóxicos sintéticos hacia la atmósfera.
- Los químicos sintéticos y los metales tóxicos se han extendido hasta los rincones más remotos del planeta, incluyendo la Antártica; algunos se han acumulado en la cadena alimenticia y han penetrado la estructura genética de la población humana.
- Ya en los años 80, las actividades humanas utilizaban cerca del 40% de la transformación de la energía primaria a través de la fotosíntesis, que es la base de toda la vida en la Tierra. Este nivel de consumo no le deja mucho a los ecosistemas naturales y la biodiversidad (Vitousek et ál. 1986, 1987).
- El consumo energético, sobre todo de combustibles fósiles, presenta una amenaza en el ámbito local y global; sus efectos potenciales sobre el clima son tema de preocupación internacional.
- La escasez de agua amenaza la agricultura y los consumidores de muchos países. El nivel de algunas de las principales vías fluviales del mundo (por ejemplo, los ríos Colorado y Amarillo, Ganges, Indus, Nilo, el Mar Aral) ha disminuido notablemente como resultado del uso industrial, agrícola y residencial, y el nivel acuífero de muchas regiones de Estados Unidos, India, China y otros países decrece rápidamente.
- La degradación de los suelos, la pérdida de la cobertura boscosa y las amenazas a los ecosistemas costeros y marinos (manglares y arrecifes, por ejemplo) han generado un riesgo considerable para la biodiversidad y la sostenibilidad de la cadena alimenticia.
- Los rendimientos de muchas de las pesquerías del mundo están disminuyendo. Para mantener la tasa de captura, ganancias y empleo, los pescadores han incrementado sus esfuerzos, utilizando botes más grandes, redes con una malla más fina, y tecnologías sofisticadas, como el sonar y la navegación por satélite. En lugar de fomentar la moderación, muchas políticas “ayudan” a los pescadores subsidiando la compra de botes y tecnología, bajando así los costos de los pescadores y aumentando el esfuerzo pesquero total, lo cual exacerba el problema en lugar de solucionarlo.

- La crisis energética de los 70 motivó la búsqueda de tecnologías de ahorro de energía (por ejemplo, la iluminación fluorescente, la bomba de calor, los “hiperautos” y tiristores) y de métodos alternativos de producción de energía (p. ej., energía eólica y solar, biocombustibles). Se han desarrollado tecnologías adecuadas para el uso eficiente de la energía en el transporte, la iluminación y los procesos industriales. Sin embargo, a veces el precio al consumidor de la energía es demasiado bajo como para tornar comercialmente viable la tecnología alternativa. Los costos externos relacionados con los problemas ambientales locales y globales (p. ej., los costos en salud y productividad del asma y la bronquitis en las áreas urbanas) no suelen incluirse como parte del precio de la electricidad o la gasolina. Si los consumidores debieran pagar el costo total real de la energía, estarían más motivados a adoptar técnicas de uso eficiente de la misma.
- Los grupos cuyo sustento depende de los recursos naturales (p. ej., tierras de pastoreo) suelen conocer bien sus recursos y podrían tener el conocimiento necesario para manejarlos racionalmente, incluso óptimamente, si tuvieran la oportunidad y los medios. Sin embargo, la pobreza absoluta torna inaceptable el riesgo de variaciones en el rendimiento y puede resultar en un comportamiento insostenible. En lugar de invertir en tecnología nueva y productiva, por ejemplo, los individuos pobres podrían seguir usando métodos que dañan el ecosistema. Dichos métodos podrían ser adaptaciones individualmente racionales que compensan la falta de mercados o instituciones de ahorro y seguros, lo cual demuestra el efecto perjudicial de la falla de mercado.
- Los aspectos de ingreso y equidad de índole ambiental y de diseño de instrumentos de política suelen ser cruciales. Los impuestos para reducir el tamaño del hato, la sobre-explotación pesquera o el tráfico vehicular podrían resolver problemas de congestión y sobreutilización, pero los contribuyentes podrían oponer resistencia porque el bienestar de los usuarios disminuye si los impuestos recolectados se desvían hacia propósitos percibidos como improductivos para los usuarios locales. Los instrumentos de política deben brindar a los usuarios locales una señal de precio que internalice las externalidades sin transferir el dinero fuera de la comunidad. Existen varias maneras de lograr lo anterior; por ejemplo, mediante permisos asignados libremente a los usuarios locales, cobrando cargas en lugar de impuestos, y utilizándolos para fondos ambientales o de recursos locales, que a su vez pueden ser asignados localmente. Muchas tarifas ambientales en los países en desarrollo funcionan de este modo (ver Capítulo 24).
- En muchos casos en los cuales se requiere una política ambiental, los contaminadores disponen de más información y hasta más recursos que los formuladores de políticas; por eso, los instrumentos de información podrían ser un gran paso adelante hacia una política exitosa. Al recabar y diseminar información, una agencia puede crear una línea base para acciones futuras; fomentar la transparencia en la implementación, de modo tal que los inspectores individuales no puedan “hacer tratos” con los contaminadores; y despejar la vía para informar y empoderar a consumidores, trabajadores, inversionistas, vecinos y otros grupos involucrados (ver Capítulo 24).

### *Aplicación de la teoría a la naturaleza*

La *economía ambiental* (o *economía ecológica*<sup>2</sup>) aborda la interfase entre la economía y el sistema de soporte vital de la Tierra. La *economía de recursos naturales* aborda los recursos geológicos, como petróleo y minerales, y recursos biológicos, como bosques y pesquerías; puede ser considerada parte de la economía ambiental, aunque suele tratarse como una disciplina aparte. Para aprovechar las lecciones que ambas disciplinas pueden ofrecerse mutuamente, en este libro se discutirán en conjunto siempre que sea posible. La política ambiental es interdisciplinaria; aunque la teoría económica puede hacer contribuciones fundamentales al entendimiento de los instrumentos de política, esto solo es posible en conjunción con las ciencias naturales, la tecnología y otras ciencias sociales.

Hay quienes dudan de que el paradigma convencional sea suficiente para manejar los graves problemas que enfrenta la sociedad mundial, pero hoy en día disponemos de un número cada vez mayor de instrumentos de política poderosos entre las herramientas convencionales: impuestos, derechos, permisos, sistemas de depósito-reembolso, esquemas de etiquetado y otros sistemas de provisión de información. El problema principal es que dichos instrumentos rara vez se utilizan de manera apropiada. Los ejemplos históricos de intentos serios por formular políticas ambientales son poco frecuentes. En lugar de preocuparse por saber si los instrumentos de política disponibles serán suficientes, los formuladores de políticas deberían utilizarlos más ampliamente.

En su intento por evitar los desastres ecológicos, los formuladores de políticas deben recordar que “desastre” ya es una descripción adecuada de la vida diaria de muchos seres humanos en los países en desarrollo. Muchos de los problemas que enfrentan los individuos de bajos ingresos están profundamente ligados a la degradación de los recursos naturales y, en algunos casos, la proliferación de la contaminación. Los formuladores de políticas deben concentrarse en la interacción entre pobreza y recursos del ecosistema, y preocuparse especialmente por estudiar las características distribucionales de los aspectos ambientales y de recursos, en particular de los instrumentos de política propuestos.

Muchos países en desarrollo carecen de los recursos necesarios para implementar instrumentos de mercado ideales; por ello, tampoco tienen la habilidad de manejar otros instrumentos de política (las regulaciones requieren de monitoreo, aplicación y, a veces, sanciones, las cuales no son más fáciles de implementar que los impuestos). Al mismo tiempo, en los países en desarrollo los efectos de la degradación ambiental en el bienestar pueden ser peores, y la urgencia por la eficiencia económica, mayor. La selección y el diseño de instrumentos de política es más complicada e importante en los países en desarrollo que en los desarrollados.

Existe un cuerpo de análisis científico de instrumentos de política. Las abundantes referencias que aparecen en este libro son solo una muestra de la literatura disponible. Gran parte de los trabajos se concentran en un solo tema o aspecto y tienden a ser escritos por especialistas; el artículo seminal de Weitzman (1974) es un buen ejemplo de lo anterior. Otros trabajos incluyen el popular libro de texto de Baumol y Oates (1988). Tietenberg escribió una serie de análisis empíricos y conceptuales (p. ej., Tietenberg 1990), y Xepapadeas (1997) publicó hace poco un libro teórico de gran claridad. Otros

trabajos centrales acerca de la selección de instrumentos incluyen el de Bohm y Russell (1997) (ver también el segmento de lectura adicional de este capítulo).

Existe también literatura especializada sobre la formulación de políticas ambientales en los países en desarrollo. Numerosas contribuciones importantes provienen del Instituto Harvard para el Desarrollo Internacional (p. ej., Panayotou 1998, Vincent et ál. 1997). El Banco Mundial (2000) provee un resumen y discusión de varias iniciativas nuevas de política que su departamento de investigación ha estado siguiendo y, en algunos casos, promoviendo. Los autores de este tipo de libros suelen ser o proponentes o escépticos de los instrumentos “económicos” de política en los países en desarrollo; hasta cierto punto, este debate discute si el vaso está medio lleno o medio vacío. Aun así, no debemos apresurarnos a establecer conclusiones generales sobre qué tipo de instrumento es el más adecuado; las elecciones deberían hacerse cuidadosamente, partiendo de cada caso particular.

## Visión general del libro

Las Partes I a la III comprenden el segmento teórico del libro, definiendo la necesidad de instrumentos de política, revisando los instrumentos disponibles, y discutiendo la selección de instrumentos en diferentes condiciones, respectivamente. Las Partes IV a VI ilustran los conceptos teóricos, analizando la elección y el diseño de instrumentos para el transporte terrestre, la contaminación industrial y el manejo de recursos naturales, respectivamente.

### **Parte I**

El Capítulo 2 presenta los temas clásicos de crecimiento, economía del bienestar, fallas de mercado y externalidades. El Capítulo 3 discute los bienes públicos, la congestión, la información asimétrica y la incertidumbre. Parte de este material es economía pública tradicional y podría resultar familiar para los economistas, quienes bien podrían limitarse a hojearla a manera de introducción. En todo caso, cierto conocimiento de economía pública es esencial para considerar la formulación de políticas ambientales como un tipo de reforma de las políticas públicas. El Capítulo 4 abarca las complejidades inter-temporales, espaciales y ecológicas que a menudo se subestiman al aplicar modelos económicos a la formulación de políticas ambientales. El Capítulo 5 trata de la evolución de los derechos —fundamental para el funcionamiento de los mercados, la existencia de fallas de mercado— y el diseño de reformas al mercado.

### **Parte II**

La función principal de la Parte II consiste en ilustrar la gama de instrumentos de política disponibles y su modo de operación. Su punto de partida es la *matriz de políticas*, que organiza la información sobre distintos instrumentos de política y su aplicación en diferentes áreas. La regulación directa se presenta en el Capítulo 6. Otros instrumentos

discutidos incluyen los permisos (Capítulo 7), impuestos (Capítulo 8) y subsidios, entre otros (Capítulo 9). Los detalles son importantes en el diseño de instrumentos, de modo que distinguiremos entre tipos de permisos, dependiendo de cómo son asignados. Las cargas que se reembolsan a los contaminadores se abordan por separado, pues resultan en una distribución diferente de la carga de los costos, cambiando así la política de implementación. El Capítulo 10 interpreta la noción de “instrumento” en un sentido amplio, incluyendo la gestión de recursos de propiedad común y la creación de derechos de propiedad en general. El Capítulo 11 muestra cómo los instrumentos legales, informativos y políticos se ven afectados por factores locales en el desarrollo de una política nacional y el establecimiento de instituciones apropiadas.

### ***Parte III***

La Parte III expone la selección y el diseño de instrumentos. El Capítulo 12 se concentra en la eficiencia de los instrumentos de política en distintas condiciones relacionadas con la mitigación y las curvas de costos. El Capítulo 13 examina el papel de la incertidumbre y la información asimétrica. Los capítulos siguientes presentan efectos económicos (equilibrio general; Capítulo 14), efectos relacionados con la distribución del ingreso (Capítulo 15), y efectos de los derechos de propiedad, política, cultura y psicología sobre la elección de instrumento (Capítulo 16). El Capítulo 17 discute los aspectos internacionales y la interacción entre políticas, y el Capítulo 18 sintetiza la información presentada en la Parte III para su aplicación al diseño de políticas.

### ***Parte IV***

La Parte IV examina el sector del transporte por carretera. El daño ambiental ocasionado por el transporte se presenta en el Capítulo 19, incluyendo una discusión de la función de daño en relación con cada milla recorrida. En el Capítulo 20, veremos tarifas viales ambientalmente diferenciadas como el instrumento de política óptimo correspondiente. El Capítulo 21 se refiere a los instrumentos de política de segundo óptimo, que abarcan desde regulaciones e impuestos al combustible hasta esquemas bastante avanzados de tarifas viales. El Capítulo 22 examina aspectos de calidad del combustible, incluyendo la eliminación gradual del plomo de la gasolina, programas de inspección y mantenimiento vehicular, y planificación urbana en las ciudades de los países en desarrollo. El Capítulo 23 recoge lecciones aprendidas de experiencias con políticas de transporte por carretera.

### ***Parte V***

La Parte V se concentra en el diseño de instrumentos de política para la contaminación industrial. El Capítulo 24 hace un recuento de la experiencia de los países desarrollados —principalmente aquellos pertenecientes a la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico)—, comparando impuestos y permisos para las emisiones acidificantes, así como regulaciones, prohibiciones, impuestos y

## Lectura adicional

### **Economía y políticas ambientales**

Dasgupta y Mäler 2000  
Freeman 1993  
Hanley et al. 1997  
Kolstad 2000b

### **Formulación de políticas ambientales en países industrializados**

Aaltonen 1998  
Anderson 1990  
Blackman y Harrington 2000  
Bluffstone y Larson 1997  
Ekins 1999  
Eskeland y Jiménez 1992  
Huber et al. 1997  
Lvovsky 1996  
Seroa da Motta et al. 1999

### **Cambio climático global**

Climate Strategies 2002  
Toman 2001  
UNFCCC 2002

### **Relaciones entre población y recursos**

Dasgupta 2000  
Jodha 1988, 1998

### **Selección de instrumentos de política**

Dijkstra 1999  
Nordic Council of Ministers 1999  
OECD 1989  
Russell y Powell 1996  
Stavins 2001  
Sterner 1994  
US EPA 2001

provisión de información sobre químicos peligrosos. Los temas globales relacionados con los CFC (clorofluorocarbonos) y el cambio climático también se discuten brevemente. El Capítulo 25 se concentra en la experiencia de los países en desarrollo y transicionales. Los impuestos y tarifas son importantes, pero el enfoque es en el uso de los impuestos devengados y los efectos distribucionales. Los acuerdos voluntarios y la provisión de información son instrumentos prominentes, mientras que el monitoreo, financiamiento y establecimiento de capacidad institucional en las agencias de protección ambiental constituyen preocupaciones u obstáculos fundamentales para los formuladores de políticas.

## **Parte VI**

El tema global de la Parte VI es el manejo de los recursos naturales y ecosistemas: agua (Capítulo 26), desechos (Capítulo 27), pesquerías (Capítulo 28), agricultura (Capítulo 29), bosques (Capítulo 30) y servicios de los ecosistemas (Capítulo 31). Estos temas son muy importantes para los individuos y países de bajos ingresos, porque los recursos naturales pueden ser la principal fuente de sustento y prospectos para el futuro para los habitantes de naciones poco industrializadas. Sin embargo, la tecnología y la ciencia que subyacen el tema son complejas y, a menudo, mal comprendidas, y muchas categorías de usuarios tienen derechos relativamente inseguros o poco claros, que subrayan la importancia de las cuestiones distribucionales para el bienestar. Además, el entorno político y cultural también puede ser complejo.

El texto finaliza con el Capítulo 32, que intenta resumir algunos de los problemas principales de la formulación de políticas ambientales y sus posibles soluciones.

### ***Materiales adicionales***

Aunque las abreviaturas se definen en el texto, al principio del libro aparece una lista de abreviaturas comunes y técnicas. Puesto que los lectores de este libro proceden de distintos contextos académicos, al final de la mayoría de los capítulos se presenta una lista de lecturas adicionales. La lista de referencias que aparece al final del libro incluye la referencia completa de cada texto citado o mencionado en la sección de lectura adicional.

### **Notas**

1. Quizás el vínculo más importante sea aquel entre el ambiente y el número de individuos ricos, que consumen más y, por lo tanto, ejercen una presión mayor sobre el ecosistema. Este efecto es conocido como *huella ecológica*. Se ha estimado que si 6 billones de individuos disfrutasen de un estándar de vida semejante al norteamericano, harían falta dos planetas adicionales para satisfacer la demanda de recursos (Rees y Wackernagel 1994). Sin embargo, esta observación puede resultar engañosa, porque asume una tecnología constante, a pesar de que el impacto ecológico de una actividad depende fundamentalmente del progreso tecnológico. En otras palabras, se habrían necesitado muchos planetas adicionales para satisfacer el consumo actual si las tecnologías de hace 50 años siguieran vigentes.

2. Los ecólogos y científicos naturales tienden a llamarse economistas "ecológicos", mientras que los economistas parecen preferir el término "ambiental". Para algunos investigadores, existe una diferencia ideológica entre ambos términos, que sin ser idénticos se traslapan; aquí no haremos la distinción.

## PARTE I

# *La necesidad de una política ambiental y de recursos naturales*

**L**A PRIMERA PARTE DE ESTE LIBRO SE DEDICA A explicar por qué existen los problemas ambientales y de recursos naturales. Esta tarea no es tan trivial como pareciera a primera vista, porque existen muchas respuestas posibles. Es más, un término como “problema ambiental” es en realidad equivocado: no es el ambiente el causante de problemas para la sociedad, sino la sociedad que se crea

problemas a sí misma al no entender cómo interactuar con el ambiente. Para afrontar estas situaciones, un químico o físico se podría concentrar en la propagación de ciertos compuestos, mientras que un ecotoxicólogo analizaría la resistencia de un ecosistema a determinadas perturbaciones; un científico social puede estudiar leyes y normas, y un arquitecto concentrarse en la planificación urbana. Cada uno de estos puntos de vista hace alguna contribución fundamental a la comprensión de la problemática como un todo.

En los próximos cuatro capítulos, nos concentraremos en explorar la manera en la cual los economistas enfrentan problemas ambientales y de recursos naturales, comenzando, en el Capítulo 2, por el concepto más importante: la falla de mercado. Lamentablemente, este escenario es común en el área ambiental; por tanto, se debe considerar muy cuidadosamente qué papel pueden desempeñar los mercados y cómo puede la formulación de políticas aumentar su eficiencia en la asignación y la distribución justa de los recursos. El Capítulo 3 explora la economía de las políticas públicas y la información. El Capítulo 4 se centra en la adaptación de los modelos económicos a las complejidades de los ecosistemas, y el Capítulo 5 discute la evolución de los derechos de propiedad de los recursos de los ecosistemas.

### Las consecuencias del crecimiento económico

El debate acerca de las consecuencias del crecimiento económico se remonta hasta Thomas Malthus (1766-1834), quien profetizó que la población crecería exponencialmente



y los recursos seguirían constantes o crecerían más lentamente (linealmente), de modo que los seres humanos estarían condenados a vivir en la pobreza (Malthus 1803). Más recientemente, investigadores del Club de Roma (también conocidos como “maltusianos modernos”) han advertido que incluso la población y la actividad económica actuales son insostenibles para el planeta.

El primer reporte del Club de Roma discutía la escasez de metales tan fundamentales como el plomo y el mercurio, la cual no se ha materializado (Meadows et ál. 1972). Hoy en día, existe una preocupación extendida acerca de la toxicidad de dichos metales y su abundancia en los ecosistemas, no su escasez. Este ejemplo ilustra un mecanismo económico importante: la tendencia a la escasez —o el aumento en la demanda, que podría conducir a la escasez— tiende a incrementar el precio, lo cual conduce a la sustitución del bien en particular y a la asignación de más recursos al descubrimiento o desarrollo de fuentes alternativas para obtenerlo. Hasta la fecha, parece que este mecanismo ha sido suficiente para evitar la escasez de plomo o mercurio. Sin embargo, la mera existencia de este mecanismo no niega la importancia que tiene para un país la consideración cuidadosa de cómo manejar sus recursos naturales para obtener el beneficio máximo, lo cual incluye acuerdos con contratistas, el diseño de regulaciones, y la determinación de rentas sobre los recursos naturales.

El hecho de que los investigadores del Club de Roma se equivocaran acerca de la oferta de ciertos minerales no significa que se equivocan sobre los ecosistemas en general. En el ámbito de los recursos naturales (p. ej., pesquerías, bosques, agua y agricultura), la sobreutilización es una posibilidad real, debido a la combinación de una ecología complicada y sistemas inapropiados de manejo de la propiedad. Los países pobres deben desarrollar políticas que fomenten el crecimiento económico y atiendan las preocupaciones ambientales (World Commission on Environment and Development 1987). Las amenazas ambientales globales incluyen el cambio climático, la desaparición de la capa de ozono, la acidificación (de lagos y bosques, entre otros), y la propagación de químicos sintéticos (fabricados por el ser humano) y elementos tóxicos de la geosfera hacia la biosfera. Las amenazas ambientales locales, que suelen tener efectos sobre la salud humana, incluyen el ruido, la contaminación atmosférica, condiciones de trabajo insalubres y enfermedades infecciosas relacionadas con un manejo deficiente del agua y los desechos.

Otros problemas ambientales incluyen la degradación de los recursos naturales, la sobreexplotación pesquera, la destrucción de bosques, el daño a los ecosistemas marinos, la degradación del suelo y el sobrepastoreo de las tierras comunes. Aunque su enfoque es local, estas cuestiones crean problemas globales, pues los recursos mencionados son esenciales para el sustento de billones de seres humanos en comunidades de todo el mundo. Estos problemas están relacionados de manera inextricable entre sí y con otros desafíos ambientales; por ejemplo, la erosión del suelo puede exacerbar la contaminación atmosférica y del agua, que a su vez afecta la pesca, la recreación y la salud humana. La agricultura intensiva requiere del uso de pesticidas, que pueden causar un daño ecológico y problemas de salud humana a la vez que disminuyen la biodiversidad general (otro tema global importante). La

deforestación aumenta dramáticamente el daño causado por los huracanes y otros desastres naturales.

La lista anterior no es exhaustiva. Desafortunadamente, existen muchos otros problemas ambientales y de recursos, varios todavía mal entendidos, otros aún sin identificar.

## El fracaso de instituciones y políticas

Un segmento considerable de la Parte I se dedica a la discusión de las fallas de mercado; sin embargo, estas no son siempre la amenaza más severa al ecosistema. Las instituciones también son imperfectas, y el gobierno es una de las instituciones más importantes que hay. Ya hemos mencionado el fracaso monumental de la propiedad pública. La noción de que el estado es una agencia neutral y perfecta para implementar el bienestar general de la sociedad es muy inocente.

Un ejemplo de política gubernamental imperfecta lo constituyen las otrora economías planificadas de Europa del Este, donde el rechazo del “interés cortoplacista en las ganancias” se celebraba como una oportunidad para implementar políticas verdaderamente orientadas a maximizar el bienestar. Sin embargo, dichas políticas lograron exactamente lo opuesto, en parte debido a una implementación simplista de la teoría marxista de que el valor se genera solamente mediante el trabajo. Al considerar los recursos naturales como bienes gratuitos sin valor, su valor intrínseco era, en muchos casos, efectivamente destruido. El Mar Aral es un triste símbolo de lo anterior; más de la mitad de su superficie ha desaparecido y este lago gigante se ha convertido en una tromba de polvo venenoso, como resultado de la irrigación, la gestión deficiente y la producción excesiva de algodón. Hoy, los barcos yacen en la arena, a muchas millas de la línea costera actual.

Otro ejemplo de política gubernamental imperfecta son las pesquerías, porque la ausencia de derechos de propiedad sobre el mar conlleva el riesgo de una tragedia de acceso abierto. En este caso, hay una falla de mercado considerable, en la cual las políticas son muy necesarias, pero las políticas equivocadas solo empeorarían la situación. Los subsidios dirigidos a “ayudar” a los pescadores solo agudizan la falla de mercado que se supone deben remediar.

En el futuro, el sector público no debe analizarse como si fuera un monolito. En realidad, *el gobierno* es una serie de cuerpos del sector público con estructuras, motivaciones y modos de operación distintos. Más aún, los gobiernos no son la única institución que puede fallar. La familia también es una institución, en el nivel micro, y dentro de ella hay alguna forma de división racional del trabajo (así como algún tipo de distribución justa del ingreso entre sus miembros). Sin embargo, este no siempre es el caso; en muchas comunidades empobrecidas los hombres poseen una gran proporción de los derechos y el poder, mientras que mujeres y niños son efectivamente desposeídos y explotados dentro del contexto de su propia familia. No es raro que el gobierno agudice estas tendencias al otorgar títulos automáticos al hombre “jefe del hogar”, cuando los derechos tradicio-

nales hubiesen sido mucho más equitativos, incluso allí donde la agricultura es manejada mayormente por las mujeres.

Algunas políticas gubernamentales deficientes son una verdadera amenaza al uso sostenible de los recursos naturales y los ecosistemas; por ejemplo, los subsidios a bienes, servicios o prácticas que causan una degradación ambiental severa. Estos subsidios son tan comunes que numerosos economistas (en particular aquellos que laboran en países en desarrollo), señalan la “eliminación de subsidios” como uno de los instrumentos principales de política ambiental. Dado este tristemente irónico estado de cosas, uno podría esperar que esta sección fuese la más larga del libro. Sin embargo, deshacer las malas políticas no es una nueva categoría de políticas, sino más bien parte de un proceso general de optimización o ajuste de las mismas.

Una explicación posible, y de hecho plausible, de la prevalencia de las políticas deficientes es la falta de información o comprensión acerca de las relaciones ecológicas, técnicas y económicas que se utilizan para elegir y diseñar instrumentos de política. Otras explicaciones surgen del hecho de que las políticas no son diseñadas solamente por formuladores de política altruistas, interesados en maximizar el bienestar, libres de intereses personales políticos o económicos. La verdad es que las políticas se conforman por la interacción entre intereses políticos y económicos en conflicto, y se requiere un conocimiento profundo de la economía política de la formulación de políticas para analizar cualquier serie de instrumentos utilizados en un contexto específico. En países donde las instituciones estatales son débiles, el riesgo de que varios grupos “secuestren” las políticas es particularmente fuerte. Pareciera que la abundancia de subsidios dañinos para la agricultura y la industria en los países desarrollados y en desarrollo puede verse en este contexto.

# *Las causas clásicas de la degradación ambiental*

¿CÓMO SE RELACIONAN LAS AMENAZAS al ambiente con el desarrollo y el crecimiento económico? En un extremo del espectro, algunos investigadores alegan que el crecimiento ya excedió un grado de actividad sostenible en la Tierra (Meadows et ál. 1972); en el otro, ciertos investigadores creen que el progreso técnico posibilitará la satisfacción de la demanda que resultará de una población y un ingreso per cápita mayores (Kahn et ál. 1976). En algunos análisis sobresimplificados, el crecimiento es el culpable principal; en otros, es la panacea para los problemas ambientales. Ninguna de estas posiciones simplistas está bien fundamentada.

### Crecimiento y ambiente

El determinante esencial del estrés ambiental no es la tasa promedio de crecimiento sino la tecnología utilizada y la composición del crecimiento o de la economía misma. Aunque un mayor consumo de automóviles contaminantes, plaguicidas y productos intensivos en químicos podría convertirse en un obstáculo para la sostenibilidad, lo más probable es que un mayor consumo de música, información en Internet, ecoturismo y alimentos producidos orgánicamente no lo haga. Sin embargo, en una economía de libre mercado, los consumidores —no los “planificadores sociales” o los ecologistas— son quienes deciden la composición de la producción (e, indirectamente, la forma de producir).

Quienes formulan políticas pueden influir en el curso de la economía utilizando instrumentos de política; para ello, primero deben comprender los determinantes fundamentales del desarrollo económico. Buena parte del trabajo de investigación se ha centrado en la composición de la economía y su desarrollo en el tiempo, el cual se suele asociar a las curvas ambientales de Kuznets (EKC, por sus siglas en inglés). La idea que subyace a las EKC es que, con el crecimiento económico, las emisiones seguirán una curva con forma de “U” invertida (Fig. 2-1). Según esta hipótesis, las fases tempranas del

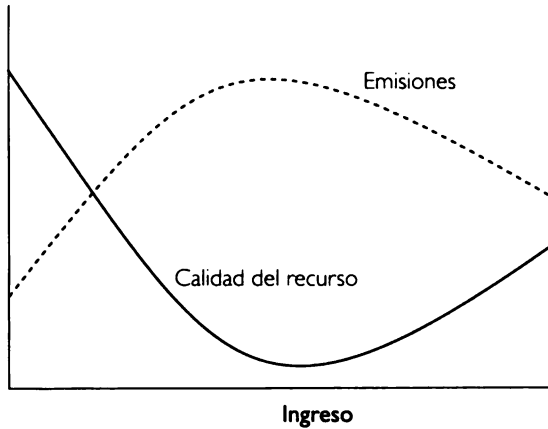


Figura 2-1. Una curva ambiental de Kuznets

crecimiento económico implican un incremento inevitable de la contaminación, pero a medida que aumentan los ingresos, las emisiones alcanzan un pico y luego comienzan a disminuir. La curva para la calidad de los recursos del ecosistema sería la inversa de la de las emisiones —esto es, una “U” normal—, mostrando un deterioro seguido por una mejoría gradual. Sin embargo, el carácter acumulativo de dichos recursos complica el asunto.

Las explicaciones de las EKC se concentran en varios factores generales, incluyendo el desarrollo tecnológico, los precios relativos y la elasticidad del ingreso (que describe cómo la demanda de bienes y servicios varía con el ingreso) para un ambiente limpio y la distribución del mismo. Este último también varía con el crecimiento económico, como ilustran las curvas de Kuznets originales (Kuznets 1930), complicando aún más la relación entre ambiente y crecimiento.

En realidad, la relación entre crecimiento y ambiente no tiene por qué adoptar una forma en particular, y son posibles varias formas funcionales. En el caso de algunos contaminantes (en el rango de ingresos pertinente), la curva parece señalar un crecimiento (p. ej., emisiones de dióxido de carbono) o una disminución (p. ej., bacterias en el agua potable) constantes. En principio, esta diferencia resultaría de las variaciones en los puntos de inflexión de las curvas. Así, es posible que haya una curva en forma de “U” invertida para las emisiones de dióxido de carbono, pero por ahora se observa un crecimiento constante porque ningún país ha alcanzado el pico del mismo. En esos casos, para todo fin práctico, las EKC son irrelevantes.

Las EKC no son patrones de desarrollo inmutables o inevitables. Frecuentemente, las políticas logran dominar las variaciones descritas por las curvas, lo cual resulta esperanzador, porque una fe ciega en las EKC conduciría a los formuladores de políticas a aceptar que los aumentos en la contaminación son inevitables en el corto plazo. De hecho, es posible frenar la contaminación con medidas poco costosas, incluso en el corto plazo. Sería peligroso que los formuladores de políticas creyesen que la contaminación y la destrucción de los recursos naturales carecen de importancia, porque el daño será

automáticamente revertido más adelante en la curva. La experiencia demuestra que “reparar” los ecosistemas y “reemplazar” los recursos naturales resulta mucho más caro que la prevención y, en algunos casos, el daño es irreversible.

Las recomendaciones principales para un desarrollo exitoso y sostenible plasmadas en el *World Development Report 1990* (World Bank 1991) incluyen la formulación de políticas macroeconómicas correctas, orientadas hacia el mercado, la apertura comercial y la inversión en la población a través de la salud y la educación. Durante los 90, muchos países se apresuraron a implementar políticas macroeconómicas y una orientación hacia el mercado (López et ál. 1999). Se rompieron las barreras al comercio y las finanzas y se redujeron los controles de precios y los déficit. Algunos países incrementaron los gastos en salud y educación, y muchos experimentaron un crecimiento económico a la par de una disminución en la pobreza. No obstante, la década de los 90 demostró que los adelantos en algunas áreas podían evaporarse fácilmente durante una crisis económica, así como el enorme precio (daño ambiental) del progreso económico en algunos países. Resultó claro también que la corrupción no es solamente un asunto ético, sino que conlleva costos económicos elevados (López 2000).

En el este asiático y América Latina, la apertura al comercio y el conocimiento han sido factores importantes del crecimiento económico (Thomas y Wang 1998). Una distribución pareja del capital humano —como la reflejada en los sistemas de educación pública de calidad del este asiático— es un motor primario del crecimiento, particularmente cuando viene acompañado de una apertura comercial. La integración financiera del mundo ha implicado grandes beneficios para algunos países, pero podría acarrear riesgos si las demás políticas económicas no son apropiadas. No obstante algunos retrocesos en años recientes, este rápido crecimiento ha venido acompañado de prontas reducciones en la pobreza, con una distribución relativamente pareja del ingreso. Sin embargo, el crecimiento en el este asiático no ha sido positivo para el ambiente; 9 de las 15 ciudades más contaminadas del mundo se localizan en esta región; un 20% del territorio cubierto de vegetación sufre la degradación del suelo causada por el riego excesivo, erosión y sobrepastoreo. Las tasas de deforestación son elevadas, y entre el 50 y el 75% de las áreas costeras y ecosistemas marinos protegidos están clasificados como altamente amenazados (Worldwatch Institute 1996).

El crecimiento económico y la sostenibilidad ambiental son agregados complejos, determinados por la relación entre numerosos factores; sería temerario creer que existe una relación determinista entre ambos. La tecnología y la composición de la producción son importantes, pero son parámetros que no pueden determinarse directamente<sup>2</sup>, sino de manera endógena en la economía. La composición de la producción tiende a desenvolverse de maneras que reflejan la dotación de recursos, los gustos y las ventajas comparativas durante un período dado. Con todo, este desarrollo no resulta de leyes inmutables sino del comportamiento social, el cual puede ser influenciado de forma considerable mediante las políticas apropiadas, al igual que la elección de tecnología llevada a cabo por los actores económicos.

La importancia de un clima propicio para el comercio puede ser mayor que la de la disponibilidad de finanzas, porque esta última llegará si las condiciones son apropiadas. Un ambiente favorable para el comercio de ningún modo se asemeja a un buen ambien-

te natural, pero los dos parámetros no son contradictorios. Para disfrutar del primero es indispensable contar con una estructura política y legal transparente, predecible y razonable; debe estar libre de corrupción y burocracias exageradas, pero ser lo suficientemente estructurada como para evitar la incertidumbre costosa del control de la aplicación de los contratos. Un buen clima de negocios requiere también de un ambiente natural apropiado, pues es poco probable que los empleados prosperen y gocen de una buena salud en un ambiente deteriorado. La distribución de la calidad ambiental es crucial. Si el ambiente de la población pobre está tan degradado (p. ej., por enfermedad o desnutrición) como para inhibir su desarrollo productivo, la economía experimenta no solamente una disminución en el bienestar humano, sino una pérdida de potencial productivo.

La conciliación de la libertad y el crecimiento económico, por un lado, y las limitaciones ecológicas, por el otro, puede requerir una mezcla cuidadosa de instrumentos de política para influir en la composición y la tecnología del consumo y la producción (p. ej., Carlsson y Lundström 2000). La experiencia investigativa y de políticas muestra que algunos instrumentos de política funcionan mejor en ciertas circunstancias que en otras. La elección y el diseño de instrumentos de política constituyen un área promisoría para futuros trabajos de investigación.

## Economía del bienestar y formación de políticas

Frecuentemente, los economistas asumen que el bienestar de un individuo ( $i$ ) puede expresarse como una función de utilidad ( $U$ ) que depende del ingreso, el consumo, el ocio, las condiciones laborales, el ambiente, y otros factores. De manera análoga, se asume también que el bienestar social ( $W$ ) depende de todas estas utilidades individuales, como en la función de bienestar social  $W(U_1, \dots, U_i, \dots, U_n)^3$ . Es típico que los economistas no sepan mucho acerca de la forma de estas funciones, pero por razones de simplicidad se suele suponer que son lineales, en el sentido de que el ingreso monetario neto reflejará las utilidades y el bienestar. Otro supuesto común es la convexidad de las funciones, la cual implica que un aumento en el ingreso de los pobres es más importante que un aumento similar en el de los ricos. Aun en el caso de las funciones de bienestar generales, el supuesto que los economistas suelen hacer (y con el cual concuerdo) de la deseabilidad de maximizar el bienestar sigue dependiendo de uno de varios juicios de valor posibles. Otros podrán priorizar una sociedad igualitaria o con otras metas distintas pero, en cualquier caso, la maximización del bienestar sigue siendo un objetivo general, al cual podemos agregar el bienestar de las generaciones futuras, así como preocupaciones distributivas y la sostenibilidad en el largo plazo.

Una de las lecciones principales de la economía es que el mecanismo de mercado es eficiente a la hora de asignar recursos. Los economistas tratan de ilustrar formalmente esta eficiencia construyendo modelos matemáticos de la economía. Los modelos muestran que, en condiciones "perfectas" (es decir, un mercado con libre competencia, carente de mercados no competitivos, bienes públicos o efectos externos), el mercado logrará un resultado óptimo (Pareto). Esta hipótesis se conoce como el Primer Teore-

ma de la Economía del Bienestar<sup>4</sup>. La *optimalidad de Pareto* es un concepto de eficiencia que implica que la situación económica de un individuo se puede mejorar solamente si puede empeorarse la de otro. El concepto se puede comprender de manera intuitiva si consideramos la situación opuesta: que la situación económica de un individuo se pudiera mejorar sin costo alguno para nadie. La mayoría de las personas estarían de acuerdo en que una situación así se caracteriza por un desperdicio innecesario.

Sin embargo, incluso este criterio, técnico y neutral, de eficiencia descansa sobre criterios o juicios de valor. Por ejemplo, se podría argumentar que un incremento en la riqueza de alguien que ya es rico (manteniendo constante el ingreso de todos los demás) no es necesariamente deseable. Si este es el caso, la función de bienestar sería decreciente ante incrementos en el ingreso de algunos individuos cuyo nivel de ingreso supera cierto límite.

En general, una economía dada puede arrojar muchos resultados óptimos, y distintas condiciones iniciales (especialmente en la distribución del ingreso) resultarán en distintas optimalidades de Pareto. Elegir entre ellas requiere necesariamente de algunos juicios de valor. Es necesario establecer criterios para juzgar la deseabilidad de diferentes estados de la economía, que implican ganancias para algunos grupos y pérdidas para otros (p. ej., cobrar impuestos a los ricos para ayudar a los pobres). Dichos criterios son una expresión de la función de bienestar social.

El Segundo Teorema de la Economía de Bienestar establece (en condiciones bastante restrictivas) que cualquier resultado económico deseable o factible que elijamos con ayuda de la función de bienestar social puede alcanzarse por medio de una economía competitiva. Implica que cualquier resultado puede “descentralizarse”, esto es, ser alcanzado por los actores económicos, si el Estado permite las condiciones apropiadas (p. ej., mediante la redistribución de una suma fija de la asignación inicial). Esto implica volver a asignar el dinero —tomar el dinero de algunos individuos para dárselo a otros—, dejando la economía y sus mecanismos intactos. Estas redistribuciones no siempre funcionan (en parte porque los impuestos y los subsidios afectan el comportamiento de las personas) pero, en algunos casos, los instrumentos de política pueden descentralizar el resultado.

Una economía real no puede ser un “mercado puro” en el sentido absoluto de ninguna injerencia del Estado. Los mecanismos que permiten el funcionamiento del mercado (p. ej., la definición y aplicación de derechos de propiedad y leyes civiles que gobiernan los contratos) son bienes públicos provistos por un cuerpo público. Estos y otros mecanismos necesarios, como el mantenimiento del orden social o la defensa, son actividades costosas que pueden tornar inevitable el cobro de al menos algunos impuestos. El gravamen requiere de recursos, y su implementación tiende a distorsionar las señales de precio del mercado, lo cual modifica las propiedades óptimas que pueden derivarse de un mercado simple y abstracto, carente de interferencias externas. Tan pronto como un aspecto o área (como los impuestos) se desvía del modelo simple de “la economía de mercado perfecto”, las conclusiones o recomendaciones que proceden de dicho modelo pueden perder su validez. Partiendo del hecho de que existen algunas imperfecciones, las mejores políticas o resultados se conocen como *segundo óptimo*. La habilidad de los economistas para analizar la optimalidad de las situaciones tiene límites; sin embargo, es común (y, quizás, hasta razonable) la creencia



de que al menos algunas de las propiedades de eficiencia de las soluciones de mercado más óptimas permanecen válidas. Un instrumento es óptimo cuando puede serlo en condiciones ideales, a menudo irreales, de mercado, lo cual suele sugerir que dicho instrumento no es óptimo en el mundo real e imperfecto.

El colapso de muchas economías otrora planificadas que trataron de apresurar la transición al libre mercado sin prestar la atención debida a la conformación de las instituciones necesarias es un buen ejemplo, aunque desafortunado, de los dos siguientes hechos importantes:

- Las economías con un grado excesivo de intervención estatal fracasan en la búsqueda de eficiencia.
- Las economías con un mercado excesivamente libre y deregulado experimentarán un fracaso monumental en cuestiones sociales y de eficiencia.

Resulta irónico que algunas economías (como la Federación Rusa y otros países de la antigua Unión Soviética) migren tan rápidamente desde lo que podríamos caracterizar como un “estado excesivo” hasta una carencia o deficiencia de instituciones estatales. Han tenido que aprender que el mercado es una institución social, y que como tal requiere del control de un estado lo suficientemente fuerte como para defender los derechos de propiedad y mantener un grado necesario de confianza e imparcialidad en la legislación civil, para que los empresarios se sientan cómodos invirtiendo en la economía.

Aunque ni la anarquía absoluta ni la planeación totalitaria gozan de muchos adeptos, la formulación de políticas se lleva a cabo con un trasfondo de intenso debate académico e ideológico acerca del grado óptimo de intervención estatal en la economía. Los proponentes del libre mercado destacan la eficiencia como el motor del bienestar económico, mientras que los partidarios de la intervención estatal enfatizan que los mercados son imperfectos sin las políticas adecuadas que los regulen y maximicen el bienestar. Parece difícil predicar las virtudes de la formulación de políticas ambientales cuando el mensaje principal de muchos economistas del desarrollo y macroeconomistas es “deregular y reducir la influencia estatal”. Recordemos la experiencia rusa: la formulación de políticas económicas no debe contradecir el cuidado ambiental. Para promover el desarrollo, es necesario eliminar las regulaciones que impiden el crecimiento, pero no todas las regulaciones. En el ámbito económico, la ausencia general de reglas llevaría al estancamiento; en el ecológico, podría conducir al abuso de los recursos productivos.

La importancia relativa de las instituciones puede variar, dependiendo de factores que incluyen las normas culturales y las características de la tecnología. En culturas extremadamente estructuradas, con una tradición de ética laboral y un énfasis en la honestidad, se puede requerir de un menor control político; la retroalimentación proveniente de los resultados económicos y las instituciones políticas va cambiando gradualmente las normas sociales. Las instituciones necesarias en una economía donde el progreso tecnológico es lento y con un uso intensivo de mano de obra se distinguirán de aquellas requeridas por una economía de rápido progreso tecnológico y uso intensivo del capital. Otros factores relevantes son la estructura del mercado, el tamaño y la apertura de la economía, y cuestiones relacionadas con el riesgo y la información asimétrica.

En décadas recientes, el mecanismo de mercado ha revelado sus numerosas fortalezas en las economías del mundo real. Las excepciones son, sin embargo, importantes, especialmente cuando se aplican a la gestión de recursos naturales y el ambiente. Este tema se caracteriza por externalidades, bienes públicos, recursos de propiedad común, información imperfecta y otros tipos de fallas de mercado. La preocupación por el bienestar social implica un enfoque en los pobres en particular, lo cual a su vez tiende a implicar que el riesgo y la incertidumbre cobran un peso mayor al de la maximización de los rendimientos. Las variaciones en el ingreso no constituyen un riesgo aceptable para quienes viven en peligro de inanición; estamos lejos de aquel mundo óptimo, donde todas las utilidades y los costos marginales se igualan.

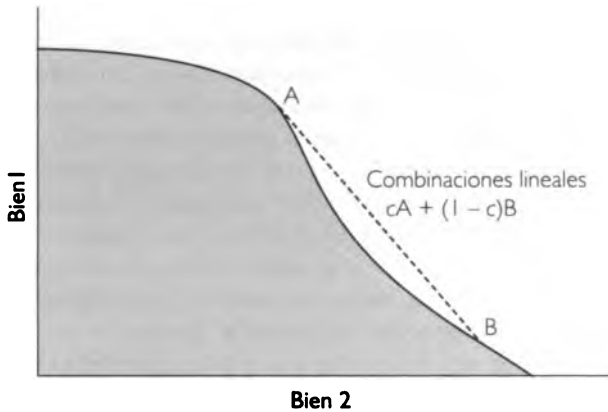
Un problema particular es la falta notoria de estudios de calidad sobre la eficiencia o aun la relación costo-beneficio de las políticas ambientales<sup>5</sup>. Resulta fundamental asegurar que los dineros públicos se utilicen de manera eficiente pero, desafortunadamente, esta no es una tarea fácil. Otras áreas del gasto público enfrentan el mismo problema; pocos estudios informan si un incremento marginal en el financiamiento de la policía, el ejército o los servicios de inteligencia será eficiente en el sentido de promover de manera óptima la seguridad pública. No obstante, son posibles algunas comparaciones y, en muchos casos, las comparaciones internacionales pueden ser las más promisorias.

Disponemos de mucha literatura en el área de la reforma de políticas. Un problema frecuente es que el proceso de reforma (p. ej., la reforma fiscal) cambia los precios e ingresos relativos, de forma tal que las comparaciones con el estado inicial se vuelven difíciles. Un proceso exitoso de reforma de las políticas bien podría suponer emprender algunas medidas temporales ineficientes (Guesnerie 1997). Los países en desarrollo ilustran muy bien esta problemática, pues presentan enormes disparidades en el ingreso (y, por lo tanto, en la utilidad marginal del dinero). Un estudio empírico que se propuso diseñar reformas fiscales óptimas para la India utilizó una técnica conocida como *óptimo inverso*, que implica determinar cuál grupo de ponderaciones del bienestar podría tornar óptimo el estado de la economía actual (Ahmad y Stern 1984). Si las ponderaciones estimadas no corresponden con las ponderaciones del bienestar que el decisor desea (especialmente si contienen ponderaciones obviamente imposibles, como por ejemplo negativas para algunos grupos), entonces debe ser posible la reforma fiscal que aumente el bienestar.

## Falla del mercado

Las condiciones en las cuales se sostienen los teoremas del bienestar (un “mercado perfecto”) son abstracciones analíticas convenientes, que proveen un punto de partida para el análisis económico. Una situación en la cual dichos teoremas no se sostienen se denomina *falla de mercado*, y es bastante común. En esta sección, examinaremos tres tipos de falla: mercados no-competitivos, externalidades y bienes públicos.

La idea de un mercado es permitir que las personas hagan intercambios que las beneficien mutuamente, y para ello deben tener derechos de propiedad e información



**Figura 2-2. Combinaciones convexas en el espacio de consumo**

*Nota:* ambas canastas de bienes para insumos o consumo  $A$  y  $B$  son factibles, pero las combinaciones como la mitad de  $A$  más la mitad de  $B$  (así como combinaciones lineales más generales) no son posibles, debido a la no convexidad mostrada.

clara. En un mercado perfecto, cada recurso o bien tiene un dueño y un precio, y los actores disponen de información completa sobre las opciones posibles. Las tecnologías de producción y consumo se caracterizan por la ausencia de indivisibilidad y por rendimientos decrecientes a escala (es decir, la tasa a la cual la producción cambia cuando se varían las cantidades de los insumos). Más formalmente, se caracterizan por la ausencia de canastas de producción y consumo no convexas (Fig. 2-2).

El significado intuitivo de *convexidad* es que se pueden combinar bienes (o insumos para la producción) a voluntad dentro del conjunto de posibilidades. Este supuesto se suele dar por sentado, y es fácil entender cómo su ausencia puede tornar inalcanzable la optimalidad: supongamos que queremos comprar pan y queso, pero el paquete más pequeño de cada uno es tan grande que para adquirirlo tendríamos que gastar todo nuestro presupuesto en un solo artículo. Aunque el ejemplo suena trivial, las indivisibilidades son suficientes para impedir la optimalidad. De manera similar, las escalas de eficiencia mínima de las refinerías o las cortadoras de acero causan problemas en los países pequeños; las plantas pequeñas no son eficientes en función de los costos, las plantas grandes sufren de una demanda insuficiente, y la ausencia de plantas implicaría que el país dependa totalmente de las importaciones. Lo mismo vale para las inversiones en infraestructura, tales como puentes, programas de salud o ferrocarriles. Un país puede necesitar infraestructura y encontrar que los sistemas disponibles son demasiado grandes y tienen un precio prohibitivo. La ausencia de soluciones en la escala intermedia implica un número menor de opciones, y un mercado descentralizado no conducirá a un óptimo. La no convexidad surge cuando se presentan rendimientos crecientes a escala. Esto puede significar que un proyecto de tamaño  $A$  es factible, pero un proyecto con la mitad del tamaño de  $A$  es demasiado caro.

Los *mercados no competitivos* —como los monopolios y oligopolios— constituyen un tipo de falla de mercado que suele conducir a la venta de un volumen de producción demasiado bajo a un precio demasiado alto. Esta situación diverge del óptimo porque un aumento en la producción sería posible y hasta valorado más alto que el costo adi-

cional. La existencia de monopolios en la economía se relaciona en parte con las estructuras de costo subyacentes, como los rendimientos crecientes a escala, generalmente entendidos como algo que los formuladores de política deberían regular.

Normalmente, los *efectos externos* también crean este tipo de conjuntos no convexos. Consideremos dos bienes,  $A$  y  $B$ , con fuertes externalidades negativas entre ellos. Podemos obtener  $A$  o  $B$ , pero no ambos. De modo similar, por definición, los *bienes públicos* implican que todos deben consumir la misma cantidad: puede haber un escenario económico en el cual nadie obtiene determinado bien y otro en el que todos reciben la misma cantidad  $z$  del mismo bien. Esta restricción significa que el mercado descentralizado no nos conducirá a un óptimo. Otras causas de la no convexidad incluyen los recursos de propiedad común, la congestión y la producción conjunta.

Los modelos económicos más simples son deterministas y atemporales, pero la economía del mundo real tiene lugar en el tiempo real, y sus resultados son estocásticos; no podemos aspirar más que a conocer su distribución probabilística. En modelos generales de la economía, se puede definir un “espacio” de bienes, cada uno señalado por una probabilidad y una fecha. En tal modelo, puede haber muchas fuentes más de conjuntos no convexos, incluyendo varios grados de miopía, incertidumbre, aversión al riesgo por parte de los actores económicos y costos de transacción.

Para que un mercado sea perfecto, todos los derechos de propiedad deben estar asignados. No pueden existir externalidades, bienes públicos u otras formas de no convexidad. Los mercados para todos los bienes y recursos, incluyendo, sobre todo, bienes futuros (mercados futuros) e información completa acerca de todos estos mercados son forzosamente necesarios. La mera existencia de una falla de mercado no justifica automáticamente la implementación de una política dada, porque los costos de las fallas de mercado deben sopesarse contra el potencial de que ocurran “fallas de políticas”. La decisión se tomaría considerando el contexto específico de la formulación de políticas en general en la economía por estudiar (ver Capítulo 5).

## Recuadro 2-1. Definición de externalidad

Una definición general de una *externalidad* es la existencia de alguna variable que ingresa a la función de utilidad o producción de un actor económico (individuo o empresa  $i$ ), aunque sea controlada por otro actor ( $j$ ) que no toma en cuenta los efectos sobre  $i$  y no paga una compensación por ellos. La utilidad ( $U$ ) de un individuo dependen no solamente de su propio consumo sino también del consumo (u otra variable) de otro individuo  $j$ :

$$U_i = U_i(x_i, x_j) \quad (2-1)$$

Un ejemplo de esta función es el fumado pasivo.

Cuando muchos actores se afectan mutuamente, la función se puede complicar. Sin embargo, se puede incluir cualquier información sobre la naturaleza de estas funciones. Por ejemplo, si varios actores ( $j = 1, \dots, m$ ) emiten humo ( $h_j$ ), que se mezcla completamente con la atmósfera, entonces la suma de todo el humo afecta la utilidad ( $H = \sum_j h_j$ ), permitiendo una simplificación de la ecuación:

$$U_i = U_i(x_i, h_1, \dots, h_m) = U_i(x_i, H) \quad (2-2)$$

## Externalidades

Una *externalidad* puede definirse de varias maneras, pero lo típico es que sea un efecto secundario involuntario y sin compensación de las actividades de una persona o empresa sobre otra. Un buen ejemplo de esto son los efectos sobre la salud de las emisiones de humo de vehículos, fábricas y cigarrillos. Dichos efectos secundarios ocurren por una interdependencia técnica en el consumo o la producción (Recuadro 2-1, Definición de externalidad); no se trata forzosamente de daños intencionales, y es común que sean difíciles de eludir. Nótese que la interdependencia debe ser también una dependencia no basada en el mercado para calificar como externalidad. Si muchas personas buscan un bien cuyo

precio aumenta como resultado, entonces el efecto (conocido como “externalidad pecuniaria”) no es un efecto externo, porque ocurre a través del mecanismo de mercado. Si la mayoría de los habitantes de un área dada toman medicinas antimalaria y esta acción resulta en una disminución del número de mosquitos (y, por lo tanto, del riesgo de adquirir la enfermedad por parte de quienes no toman la medicina), entonces quienes no toman las pastillas son los beneficiarios involuntarios de un efecto externo.

Otro enfoque para definir el término *externalidad* consiste en suponer que los derechos de propiedad o los mercados no existen para el recurso particular en cuestión. Por ejemplo, si hubiese propiedad privada del aire, se tendría que comprar el derecho a contaminarlo con humo, y el fumado pasivo se internalizaría a través del mercado. Es muy probable que haya barreras prácticas al establecimiento de este tipo de derechos y mercados.

El concepto de *externalidad* es quizás el más básico de la economía ambiental. Desde hace tiempo se reconoce que las externalidades son un problema, que originalmente se consideraba menor. Los economistas clásicos escribían acerca del hollín de las fábricas de Manchester y Liverpool (Inglaterra) que ensuciaba la ropa tendida y de las abejas que polinizaban los huertos de las granjas vecinas. A veces, utilizaban ejemplos como la belleza de un jardín de rosas, disfrutado no solo por su dueño sino también por los transeúntes. Estos ejemplos aclaran el tema pero son triviales desde un punto de vista práctico. Sin embargo, los problemas ambientales que enfrentamos hoy —agua contaminada, *smog* en las ciudades de los países en desarrollo, destrucción de la capa de ozono, lluvia ácida y calentamiento global— distan de ser triviales. Desafortunadamente, las dependencias pueden ser en el largo plazo, lo cual dificulta la definición de derechos de propiedad o su negociación. Los ejemplos incluyen los casos donde el contaminador y su víctima están separados por la distancia (p. ej., los efectos de la erosión del suelo sobre

## Lectura adicional

### Curvas de Kuznets ambientales (EKC)

Dinda et ál. 2000

*Environment and Development Economics* 1997

Grossman y Krueger 1995

López 1994

### Economía del bienestar/Economía de recursos

Arrow 1951

Debreu 1951

Hartwick y Olewiler 1998

Mäler y Vincent 2001

### Reformas de política

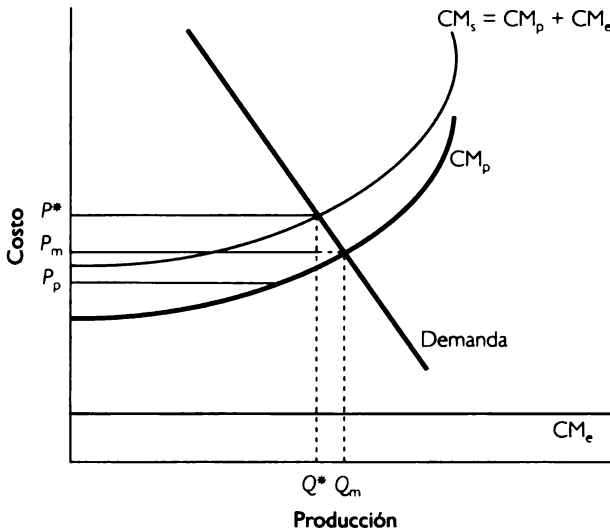
Atkinson y Stiglitz 1972, 1980

Diamond y Mirrlees 1971a, 1971b

Feldstein 1976

Hanemann 1995

Murty y Ray 1989



**Figura 2-3. Externalidades y su efecto en los mercados**

*Nota:*  $P$  = precio;  $Q$  = cantidad;  $CM$  = costo marginal. El asterisco indica el valor óptimo. Los subíndices  $m$ ,  $p$ ,  $s$  y  $e$  representan el mercado, privado, social y emisiones, respectivamente.

los arrecifes de coral) o el tiempo (p. ej., los riesgos que suponen los desechos nucleares para las generaciones futuras).

El ambiente y los servicios provistos por los ecosistemas ingresan al consumo y la producción ordinarios por vías similares a las de otros insumos. Así, deberían incluirse en las cuentas de países y corporaciones, lo cual no suele ocurrir porque no hay un “dueño” o porque el ambiente posee las características de la propiedad común o de un bien público. La ausencia de derechos de propiedad se relaciona con la escasez. Escritores clásicos, como Marx, notaron que el agua podía tener un gran “valor de uso”, pero poco “valor de cambio” cuando es abundante. Sin agua, no habría producción o vida y así, en cierto sentido, el agua es “infinitamente valiosa”. En países donde abunda, es prácticamente gratuita. Argumentos similares aplican para muchos recursos naturales, ambientales y del ecosistema; el oxígeno, el fósforo, el ADN, la clorofila, el hierro y la biodiversidad, por ejemplo, son infinitamente valiosos.

No tiene sentido tratar de estimar el valor total de los ecosistemas globales porque es infinito; solo podemos estudiar sus cambios marginales. La Historia nos muestra que los derechos de propiedad y los valores de mercado aparecen solamente cuando el valor se une a la escasez. Así, la existencia de efectos externos está íntimamente ligada a la ausencia de mercados que, a su vez, es el resultado de ciertas condiciones sociohistóricas. De hecho, la ausencia de derechos de propiedad o mercados es otra forma de definir las externalidades. En determinado momento, no hubo derechos sobre la tierra en ningún lugar; hoy, la mayor parte de ella tiene dueño, y los actores están reclamando derechos sobre las ondas de radio, espacios geostacionarios, códigos genéticos y hasta lotes en la Luna (los derechos de propiedad se discuten nuevamente en el Capítulo 5).

Se suele distinguir entre externalidades agotables o no agotables. El estiércol equino es una externalidad agotable, porque si una persona se lo lleva, otra no podrá hacerlo. Sin embargo, el olor del estiércol es una externalidad no agotable, porque la exposición de una persona no reduce la de los demás (este concepto aplica también a la congestión y es esencialmente el mismo de la no rivalidad de los bienes públicos).

El efecto de las externalidades sobre la asignación de recursos se ilustra en la Figura 2-3 para la producción de externalidades, que muestra el análisis de mercado usual para un producto dado, con la oferta determinada por los costos normales de producción privada ( $CM_p$ ). El equilibrio de mercado está determinado por la intersección de las curvas de demanda y oferta ( $Q_m, P_m$ ). Si cada unidad de producción da lugar a cierto efecto externo (que para simplificar consideraremos constante), entonces habrá un costo adicional para la sociedad ( $CM_e$ ) que no es sobrellevado por el productor. Este daño puede medirse como la suma de las disminuciones en las utilidades debido al efecto externo para todos los individuos o empresas afectadas. Para los individuos, sería  $CM_e = \sum_j U_j'$  (es decir, la suma de la pérdida de utilidad de todos los individuos  $j$ , por los actos llevados a cabo por  $i$ ). Si el daño se internaliza, sería un costo marginal social de la producción ( $CM_s$ ), equivalente a  $CM_p + CM_e$ . La intersección de esta curva con la curva de la demanda arroja el óptimo social ( $Q^*, P^*$ ). Este análisis suele ser un tanto más complicado, porque varios métodos de producción originan diferentes cantidades de externalidades. Además, las mismas emisiones físicas pueden causar daño en diferentes medidas; por ejemplo, dependiendo de la ubicación de la fuente de contaminación.

## Notas

1. La relación entre estos términos es compleja. Desarrollo es un concepto amplio, que incluye tanto el crecimiento económico como otros cambios sociales (positivos), como la adición de valor intangible y quizás una distribución más equitativa del ingreso. *Crecimiento* puede significar simplemente un crecimiento del PIB, pero debería ser un crecimiento en el ingreso real (es decir, incluyendo varios aspectos relacionados con el bienestar, tales como el ambiente). Para los propósitos de la presente discusión, su significado se acerca más al del concepto más general de desarrollo, pero cuanto más se acerca, más difícil resulta medirlo.

2. De modo similar, la distribución del ingreso, el grado de competición, la transparencia en la toma de decisiones y el nivel de corrupción, entre otras variables, son parcialmente endógenos al desarrollo económico, pero pueden ser influenciados por la formulación de políticas y, a su vez, ejercer un impacto decisivo sobre el desarrollo económico.

3. A veces, las complejidades sociales impiden agregar utilidades individuales a la función de bienestar social. Si a las personas les interesa solamente el ingreso individual podría funcionar; sin embargo, si las preocupaciones sociales incluyen el altruismo, si existe el interés por la distribución del ingreso, o si el bienestar depende de niveles relativos, no absolutos, de consumo, entonces la mera construcción de funciones de bienestar agregadas podría resultar imposible.

4. En realidad, se requiere un mayor número de condiciones, tales como la ausencia de indivisibilidad y ventajas de escala. En términos más técnicos, toda la producción y el consumo deben ser convexos, y todos los actores deben ser capaces de hacer previsiones perfectas.

5. *Costo-beneficio* significa alcanzar las metas dadas al menor precio posible. La *eficiencia* comprende el significado del costo-beneficio, pero requiere que los objetivos se establezcan con relación al bienestar.

# *Economía pública e información*

**L**A MÁS CLÁSICA DE TODAS LAS FALLAS de mercado ocurre cuando no se logra proveer bienes públicos que no son consumidos individualmente pero sí son disfrutados por la mayoría de los ciudadanos como una colectividad. La provisión de bienes públicos es una de las razones fundamentales para que haya gobierno. Muchos recursos naturales y servicios de los ecosistemas son hasta cierto punto públicos. Para discutir las implicaciones de lo anterior para el diseño de políticas, en este capítulo distinguiremos entre varios tipos relacionados de bienes públicos.

La información es uno de los “bienes” más importantes, aunque a menudo olvidados, de la economía: es vital para las transacciones económicas y el funcionamiento del mercado. La información es a veces un bien público, pero a menudo se distribuye de forma asimétrica. Junto con la estocasticidad de los ecosistemas y la aversión al riesgo de los actores, la información asimétrica puede crear muchas fallas serias de mercado que afectan negativamente el ambiente.

### **Bienes públicos, bienes de club y propiedad común**

Los *bienes públicos* son bienes utilizados de manera colectiva por la sociedad. Los *bienes públicos puros* se caracterizan por su *no-exclusividad* (si se provee un bien público a algunos individuos, otros no pueden ser excluidos; p. ej., la defensa nacional) y la *no-rivalidad* (el disfrute de un bien público por un individuo no reduce su disponibilidad para otros; p. ej., las emisiones televisivas). Según la economía pública, el mercado no puede asignar por sí solo los recursos entre bienes públicos y privados de forma óptima; la no-exclusividad invalida el uso del mecanismo de precios para la asignación de recursos. Los bienes públicos afectados incluyen la defensa, la ley y el orden, la educación y la salud, y hasta un posible ambiente limpio, que podría considerarse como un tipo de bien público (y la contaminación, que puede considerarse como un “mal público”).



Como el mercado no provee bienes públicos (excepto en pequeñas cantidades o casos especiales, como cuando los bienes públicos son ofrecidos mediante la caridad u otra forma de patrocinio), el estado u otro cuerpo político originan la acción colectiva que los produce. El punto de partida más común para una discusión sobre la provisión óptima de bienes públicos es la regla de Samuelson, que enuncia que el valor social de un bien equivale a la voluntad de pago combinada de (o utilidad para) todos los usuarios de dicho bien (Samuelson 1954, 1955) (Recuadro 3-1). Esta regla es similar a la de las externalidades (Capítulo 2). Si el consumo del actor  $i$  conduce a un beneficio para  $j$ , entonces esta utilidad adicional no será automáticamente tomada en cuenta por  $i$ , aunque debería serlo si se trata de maximizar el bienestar social. Si todos disfrutan por igual de un bien público, el beneficio para la sociedad es la suma de todas las utilidades individuales. Esta es una abstracción, una regla de “primer óptimo” para la provisión de bienes públicos en un mundo donde, entre otras condiciones, los impuestos de monto fijo o *lump-sum* diferenciados son posibles, de modo que no es necesario considerar la variable de distribución del ingreso<sup>1</sup>.

En modelos más realistas, los sistemas políticos y de impuestos presentan varias dificultades. Por ejemplo, la provisión de bienes públicos en un segundo óptimo será menor que en un primer óptimo, debido al costo de aumentar los impuestos necesarios para financiar los bienes públicos o al efecto de los impuestos sobre la oferta laboral. El sector público puede tener varios objetivos, incluyendo una distribución equitativa del ingreso. Este objetivo suele complicar los modelos si la distribución de los patrones de consumo diverge entre ricos y pobres. Cuando las metas de distribución del ingreso no pueden ser alcanzadas mediante impuestos y subsidios, y el bien público en cuestión es particularmente atractivo para la población pobre, sería óptimo incrementar su provisión. De manera similar, la estructura impositiva óptima para diferentes bienes puede reflejar una mezcla de objetivos: una externalidad negativa relacionada con un bien particular es un factor que conduce a impuestos más altos, mientras que el consumo de ese bien particular por parte de los pobres suele ser un argumento a favor de un impuesto más bajo. La construcción de impuestos óptimos es compleja, y los resultados dependen del modelo. Con algunos tipos de impuesto de la renta no siempre se presenta esta contradicción.

Las otras dos categorías de bienes se relacionan con los bienes públicos, pero suelen presentar algún grado de congestión (es decir, los “costos” se relacionan con el uso del bien por parte de muchas personas) y con la rivalidad en el uso. Los *bienes públicos impuros* incluyen bienes públicos clásicos, como parques y caminos, pero la utilidad de un usuario se ve reducida conforme aumenta el número de los demás usuarios. Los *bienes de club* (también conocidos como *bienes mixtos*), divididos en bienes privados y bienes públicos, pueden ser consumidos por muchos individuos sin mermar el consumo de otros (p. ej., una película). Sin embargo, en esta clase de bienes es posible la exclusión (de quienes no son miembros).

Para ambas categorías, la regla de primer óptimo de Samuelson sigue válida en el sentido de la Ecuación 3-2: la oferta del bien de club debe ser tal que su precio corresponda a la suma de la voluntad marginal de pago de  $n$  miembros del club. Quedan varios aspectos por resolver, tales como el número y tamaño de los clubes ( $n$ ). Mientras sea posible la exclusión (de quienes no están dispuestos a pagar por el bien), la econo-

### Recuadro 3-1. Derivación de la regla de Samuelson para la provisión de bienes públicos

Para determinar la provisión óptima de un bien público puro, la utilidad para el hogar  $l$  ( $U$ ) se maximiza como  $U_l(x_l, G)$ , donde  $x_l$  es el consumo de un bien privado por parte del hogar  $l$ , y  $G$  es su consumo del bien público, sujeto a un nivel mínimo de utilidad por parte de otros hogares ( $j$ ) y a una función de producción ( $F$ ). Puede ser alcanzado maximizando la función  $L$  de Lagrange:

$$\max L = U_l(x_l, G) + \sum_{j=2, \dots, n} \lambda_j [U_j(x_j, G) - U_j^0] - \lambda F(x, G) \quad (3-1)$$

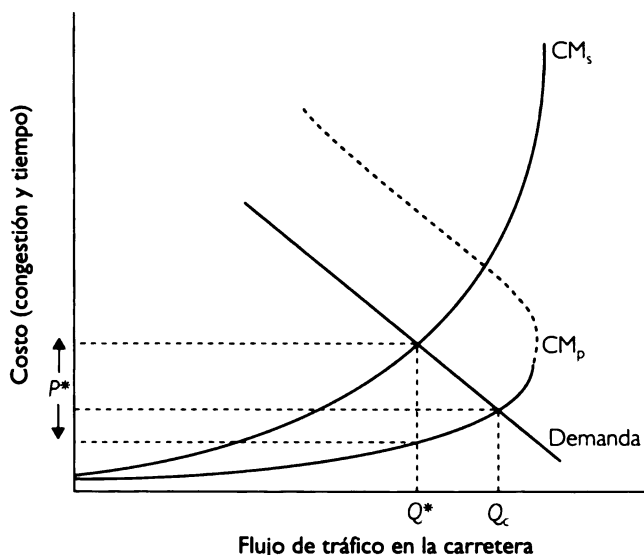
Tomando derivadas parciales y resolviendo obtenemos la regla de Samuelson:

$$\sum_j \frac{U'_{jG}}{U'_{jx}} = \frac{F'_G}{F'_x} \quad (3-2)$$

donde  $U'_j$  es la utilidad marginal del bien privado  $x$  para el hogar  $j$ ; las demás derivadas se definen de manera análoga. La provisión de bienes públicos es óptima cuando la suma (de todos los hogares) de las tasas marginales de sustitución entre el bien público y cualquier bien privado es igual a la tasa marginal de transformación (en producción) entre ellas. Si  $x$  es el numerario, entonces la expresión en la Ecuación 3-2 es simplemente el precio del bien público. Si no son posibles los impuestos de monto fijo, se tomarán en cuenta más restricciones y, normalmente, se agregarán más términos del lado izquierdo de la Ecuación 3-2 (como ponderaciones del bienestar para individuos con distintos ingresos).

mía descentralizada de mercado resolverá el problema y proveerá los bienes de club de manera eficiente (Buchanan 1965). De forma similar, si las personas están dispuestas a hacer un intercambio entre la calidad de los *bienes públicos locales* (p. ej., bienes que son públicos de la comunidad o municipalidad) y los impuestos, entonces distintas comunidades locales podrían ofrecer bienes públicos mixtos de diferente calidad, de modo que los ciudadanos basarán sus decisiones de ubicación en la elección entre pagar más impuestos y recibir más servicios “gratuitos”, o impuestos más bajos con menos servicios de ese tipo (Tiebout 1956).

Las funciones ecosistémicas del ambiente natural y de varios recursos naturales no solo caben dentro de las funciones de utilidad, sino que suelen ser insumos de la producción. Cuando dichos recursos poseen características como la movilidad (p. ej., peces o animales silvestres) o la variabilidad (p. ej., de la cosecha que depende de la precipitación) —recursos cuyo manejo conjunto ofrece alguna ventaja técnica o tienen alguna dificultad con la definición de derechos de propiedad privada—, se denominan *recursos de uso común*. Algunos de estos recursos no tienen un dueño formal, pero sí se ejercita alguna forma de propiedad colectiva o por sujetos privados. Estos recursos actúan como bienes públicos locales o bienes de club, pero es más común que sean una fuente de insumos para la producción que bienes para el consumo directo. Los recursos de uso común se caracterizan por una exclusión costosa, y suele haber rivalidad en su uso: el recurso es común, pero los bienes que produce son privados (Ostrom et ál. 1999).



**Figura 3-1. Precio de congestión para el tráfico en carreteras**

*Nota:*  $MC_s$  = costo marginal social;  $P^*$  = tarifa o impuesto vial extra;  $CM_p$  = costo marginal privado (costos de combustible y mantenimiento, más el tiempo del conductor);  $Q^*$  = volumen vehicular óptimo;  $Q_c$  = equilibrio de congestión.

En el pasado, el concepto de recursos de uso común se ha confundido con el de “libre acceso”; la diferencia es similar a la que hay entre la pesca libre en el océano y la participación en la pesquería de un río local, regulada por el consejo de ancianos del pueblo. Sin embargo, la exclusión de terceros es un rasgo importante de los recursos de uso común exitosos. También se practica la exclusión de miembros (o la limitación temporal de la pesca). La diferencia principal entre los recursos de uso común y los bienes públicos impuros es que el tamaño del recurso está determinado por la naturaleza: la extracción excesiva puede reducir la productividad del recurso, y este puede agotarse. La buena gestión puede mejorar la productividad del recurso, pero su tamaño no puede decidirse arbitrariamente. Los recursos que poseen ciertas características (tales como fluidez, movilidad y extensibilidad) suelen ser utilizados por muchas personas, y se les conoce como *recursos de uso común*. Si se manejan de forma conjunta, se trata del manejo de un *recurso de propiedad común* (RPC), un instrumento de política importante (ver Capítulo 10).

## Congestión

Los bienes públicos son rara vez “puros”; normalmente, existe alguna forma de rivalidad o congestión. Por ejemplo, a niveles bajos de uso, una carretera es un bien público que brinda utilidad a cualquier usuario, independientemente de que otros lo utilicen. A medida que aumentan los niveles de uso, aumenta la congestión, y la utilidad derivada por cada conductor es una función decreciente del número de conductores: cada automóvil adicional implica una externalidad negativa para los demás conductores. Este efecto

se ilustra en la Figura 3-1, donde el costo marginal social (CM), que incluye la suma de los costos temporales causados por los atrasos que el conductor le impone a todos los demás conductores como resultado de la mayor congestión<sup>2</sup>, diverge cada vez más del costo marginal privado (CM<sub>p</sub>), que consiste solamente de combustible y gastos de mantenimiento del vehículo, más el tiempo del conductor. El uso de primer óptimo de una carretera dada estaría a un volumen óptimo de tráfico (Q\*), que podría obtenerse cobrando una tarifa o impuesto vial extra<sup>3</sup> (P\*) (Figura 3-1).

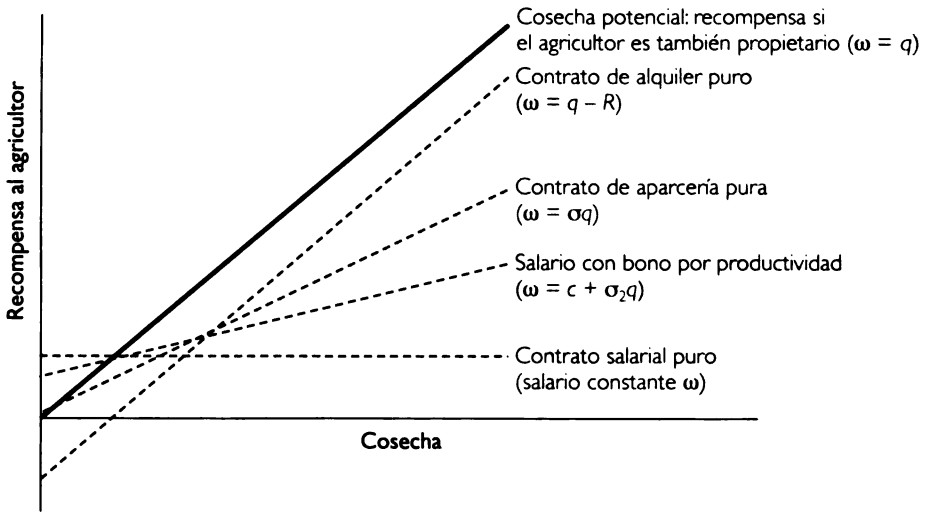
Avanzar del *equilibrio de congestión* (Q<sub>c</sub>) a Q\* conlleva un aumento colectivo del bienestar (W) de los conductores. El problema con esta solución es que los conductores deberán pagar la renta<sup>4</sup> completa (R = P\*Q\*) para obtener W. Así, su situación colectiva puede ser mejor en el equilibrio de congestión Q<sub>c</sub>. Esto representa un dilema para los formuladores de políticas, quienes quizás deberían considerar gastar al menos una parte de las recaudaciones en costos que los conductores perciben como beneficios. Si todos los costos externos fueran costos de congestión, y si solo los conductores se vieran afectados, se podría argumentar que el estado debería rembolsar a los conductores una parte de los impuestos, de modo que no queden peor en Q\* que en Q<sub>c</sub>. Sin embargo, en el mundo real, donde las externalidades relacionadas con la congestión (p. ej., humo del tubo de escape) afectan también a los que no son conductores, el asunto se complica (para enfoques alternativos sobre el destino de los fondos viales, ver Capítulo 21). Algunos de los participantes en el debate consideran que todas las tarifas viales “deberían” retornarse en forma de inversiones viales. En varios países, incluidos los Estados Unidos, es obligatorio utilizar los fondos viales de este modo. Este enfoque discrepa de un análisis teórico del bienestar, pero puede tener un peso político porque los conductores suelen ser un grupo de presión bastante enérgico.

La congestión depende de la relación entre flujo y densidad. Si la congestión es severa —*hipercongestión*—, la curva de daño marginal se “dobla hacia atrás” y los costos de congestión aumentan. En algunos casos, los conductores se benefician de una tarifa que reduce la congestión y aumenta el flujo vehicular. Cuando la congestión paraliza el tráfico, casi cualquier medida que aumente el flujo vehicular es mejor que no hacer nada (ver Parte IV).

Muchos otros recursos de acceso libre, como la pesca, pueden ser caracterizados y analizados en términos de congestión.

## Información asimétrica e incertidumbre

La información es un bien o servicio especial fundamental para cualquier mecanismo descentralizado de asignación de recursos, como una economía de mercado. Los modelos económicos simples asumen una información gratuita y completa para los mercados, pero la información técnica es el resultado de mucho trabajo y no suele ser gratuita. Los economistas saben que no hay almuerzo gratis. Aun así, y durante mucho tiempo, los modelos económicos han asumido que la información es gratuita. Hoy en día, los economistas se han dado cuenta de que la carencia de esta herramienta vital —sobre todo aunada al riesgo y la incertidumbre— tiene efectos reales en la asignación de recursos y el bienestar.



**Figura 3-2. Aparcería y otros contratos para manejar riesgo e incertidumbre**

*Nota:*  $\sigma$  = parámetro (o coeficiente);  $\omega$  = nivel salarial. Las líneas sólidas representan la cosecha potencial ( $q$ ) si el agricultor trabaja de manera óptima; si el agricultor es también el propietario, entonces  $q =$  recompensa ( $\omega$ ). Las líneas punteadas representan las recompensas de los agricultores en cuatro esquemas contractuales (p. ej., un trabajador que paga alquiler ( $R$ ) por la tierra recibe una recompensa  $\omega = q - R$ ).

Proteger la información mediante derechos de propiedad es una tarea ardua, aunque las patentes cumplen en parte esta función<sup>5</sup>. Es difícil impedir que los no consumidores se beneficien de la información; por eso, suele haber una suboferta de información en una economía de mercado pura, lo cual constituye una motivación bien establecida para el financiamiento público de la investigación, diseminación y enseñanza.

La *asimetría de la información* (o “problemas de agencia”) se presenta cuando algunos agentes (p. ej., empleados, empresas o reguladores) tienen informaciones diferentes. Junto con el riesgo, la asimetría de la información es una causa que subyace distintos tipos de ineficiencias en la economía. Puede ser directamente relevante para aspectos de índole ambiental (p. ej., el riesgo de accidentes químicos o derrames de petróleo) o indirectamente relevante, porque causa distorsiones (p. ej., el mercado de seguros) que pueden interactuar con externalidades ambientales. La asimetría en la información puede aparecer también en el diseño e implementación de instrumentos de política, porque es poco frecuente que las empresas revelen automáticamente toda la verdad a sus reguladores.

La mayoría de las actividades productivas requieren la colaboración entre agentes. Las ventajas a escala, la especialización, y otros factores como el nivel de aversión al riesgo, redundan en un resultado final que depende de muchos individuos. Esto introduce el problema de redactar contratos para definir la contribución relativa de los agentes y sus remuneraciones. Consideremos, por ejemplo, unos agricultores pobres que trabajan para un terrateniente. Si la cosecha (resultado) depende del clima (una variable aleatoria), entonces la remuneración de al menos una de las partes del contrato debe ser estocástica.

Si los agricultores no pueden tolerar una gran incertidumbre porque viven cerca de la línea de pobreza, entonces su situación mejorará cuando el terrateniente (dueño del capital) corra con el riesgo y le pague al agricultor (agente) un salario fijo, aunque bajo. Este arreglo, potencialmente bueno, otorga seguridad al agricultor y una mayor compensación en el largo plazo al terrateniente. El problema principal es que desaparecen los incentivos para que el agricultor maximice las cosechas, y el propietario podría tener que invertir muchos recursos en monitoreo (Cheung 1969, Stiglitz 1974). Esta situación es característica de muchos entornos rurales y debe ser incorporada a los análisis de la contaminación y degradación de los recursos naturales en los países pobres (p. ej., Binswanger y Rosenzweig 1986).

En el problema agente-principal típico, donde los intereses del principal (accionista) y el agente (gerente) difieren, el resultado para el principal depende del esfuerzo del agente, así como de factores estocásticos (v. gr., variables aleatorias, como el clima), de manera que el principal no dispone de una vía simple para aislar el efecto del trabajo, mayormente invisible, del agente. Esta asimetría en la información presente una vez firmado el contrato se denomina *riesgo moral*. Ocurre también cuando un agente que está asegurado contra riesgos se preocupa menos por ~~protegerse~~ porque no tiene que asumir todo el costo de un accidente. En ese caso, la compañía aseguradora debe determinar si el daño ocurrió como resultado del descuido o de eventos aleatorios del tipo que el seguro está destinado a cubrir.

Una categoría relacionada de problemas se conoce como *selección adversa*, en la cual la asimetría en la información no surge del comportamiento del agente, sino de sus características en el momento de la firma del contrato (ver Capítulo 13). Si el agente posee información privada acerca de su productividad, salud, u otra característica relevante para el resultado pero invisible para el principal, es imposible obtener un contrato de primer óptimo. Por ejemplo, los individuos saludables compran menos pólizas de seguros. Así, las pólizas cuyo precio se basa en estadísticas sobre la salud promedio no arrojarán ganancias para la compañía aseguradora si sus clientes resultan de una selección adversa (es decir, si son más propensos que el promedio a enfermarse), por lo que la aseguradora cobra una prima más elevada, lo cual refuerza la autoselección de los compradores de pólizas. Tiende a indicar que una persona saludable no puede adquirir seguros a precios moderados, de modo que al menos algunas personas saludables no se asegurarán del todo; esto constituye un estado de cosas indeseable, que puede afectar su comportamiento en otras áreas de relevancia para el medio ambiente. Aun así, una persona saludable con una aversión extrema al riesgo podría adquirir el seguro de todos modos.

La selección adversa puede aplicarse también a la calidad del trabajo, los productos y servicios. Si un comprador o empleador no puede distinguir entre las características de los productos o empleados, el precio de mercado y la calidad tenderán a ser menores que el óptimo. Los productores potenciales de máxima calidad no se verán recompensados si los compradores no pueden distinguir entre productos de alta y baja calidad, con el resultado de que o no se producirá alta calidad o se invertirá una cantidad considerable de recursos en transmitir señales (es decir, en métodos utilizados para indicar calidad, tales como publicidad, garantías y títulos educativos). En el

mercado laboral, algunos economistas argumentan que la educación es una forma de indicar el desempeño relativo más que una adquisición de capacidades productivas. Lo mismo vale para la provisión de información ambiental (ver Capítulo 10).

Algunos casos permiten soluciones parciales; por ejemplo, basadas en información de la correlación de cosechas entre parcelas

adyacentes, la historia de los agentes por asegurar, o las señales de calidad. A veces, la asimetría en la información (o el costo de monitoreo) es tan severa que el principal prefiere que el agente sea el dueño de la incertidumbre residual. Este arreglo conlleva el uso de una forma de contrato totalmente diferente, como el alquiler, donde el trabajador (agente) alquila la tierra (capital) del principal (terrateniente). El trabajador percibe los beneficios de cualquier esfuerzo extra, y por eso tiene un incentivo para aumentar la cosecha (resultado). El terrateniente recibe un flujo constante de recursos (aunque su valor esperado es menor al que obtendría si asumiera los riesgos y pudiera solucionar el problema del monitoreo, además de proveer los incentivos adecuados para los agentes). En esta situación, sin embargo, el trabajador debe cargar con los riesgos económicos de factores variables, como un clima desfavorable.

Una solución posible en la agricultura, los negocios y los seguros consiste en alguna forma de riesgo compartido entre el principal y el agente: la aparcería en agricultura; la opción de compra de acciones en los negocios; y los deducibles en los contratos de seguros. Hay varias maneras de compartir el riesgo y la recompensa, como vemos para el caso de la agricultura en la Figura 3-2. Debido a los costos de monitoreo y a las diferencias en la aversión al riesgo, los contratos se suelen derivar de modelos neoclásicos simples, donde las ganancias equivalen a la productividad marginal. Asimismo, se podría modificar reglas como la equivalencia del impuesto ambiental a la suma de daños marginales (Laffont 1994b).

Aunque la Figura 3-2 ilustra las relaciones entre un terrateniente y un agricultor, bien podrían ser las de un dueño de capital y un empresario, o entre un regulador y un contaminador. Existen compensaciones similares: los agentes pueden reducir el riesgo, pero a qué precio (la recompensa será menor a la productividad marginal). De manera similar, si los principales asumen el riesgo, tendrán mayores ingresos, pero deberán encargarse del monitoreo y los incentivos de los agentes.

La responsabilidad total en el caso de los derrames de petróleo sería la contraparte del alquiler puro de la tierra de la Figura 3-2: el agente carga con todo el riesgo. Sin embargo, esta situación es inaceptable por dos razones: primero, los derrames de petróleo son emitidos por varias fuentes móviles por lo que, hasta cierto punto, se trata de un problema de contaminación de fuente no puntual y es difícil probar que un barco en particular es el responsable; segundo, el resultado potencial (daño) es un costo económico tan elevado que el agente podría ser incapaz de pagarlo. Requerir un seguro completo sería lo más cercano al contrato de salario puro de la Figura 3-2, pero dicho seguro no está disponible por razones de riesgo moral. De existir, eliminaría todos los incentivos

## Lectura adicional

Arrow 1970

Johansson 1997b

Munk 1980

Myles 1995 (especialmente el Capítulo 9)

Vickrey 1969

Walters 1961

para que el barco sea cuidadoso. Así, es más común observar otras combinaciones de instrumentos, como la regulación, el seguro parcial y la responsabilidad. Por ejemplo, se podría monitorear barcos individuales especialmente grandes, o aguas particularmente sensibles, utilizar técnicas como el monitoreo satelital y distinguir cargas de petróleo con marcadores químicos o radioactivos (Gottinger 1998, Florens y Foucher 1999). Aquí se involucran varias relaciones principal-agente: la agencia de protección ambiental es un principal frente a sus agentes, las compañías navieras; las compañías, a su vez, son principales frente a sus agentes, los capitanes de barco; y los capitanes son principales que deben monitorear a sus agentes, oficiales y marineros.

Los problemas potenciales de la selección adversa y el riesgo moral —o calidad inferior y descuido— existen en cada nivel. El mercado tiende a subofrecer calidad en seguros y productos en general, produciendo bienes de calidad inferior. Los compradores no pueden separarlos, de modo que su voluntad de pagar por todo el grupo de bienes disminuye, lo cual obliga a los productores a ofrecer una calidad menor (Akerlof 1970). Es más probable que haya una suboferta de calidad en bienes y servicios ambientales, debido a sus características de bienes públicos. Esto puede ser causa de una intervención en forma de políticas, para proteger la seguridad y garantizar el buen comportamiento de los mercados (o industrias, como la naviera).

Muchos de los problemas de selección adversa y riesgo moral se ven exacerbados en los países en desarrollo, donde existen altos niveles de incertidumbre y un mayor riesgo de suboferta de calidad y seguros. En estos países, es frecuente que los productos y los mercados laborales de baja calidad sean objeto de un empiricismo casual. Esta asociación negativa puede remediarse, en parte, aumentando la inversión en señalización.

La selección adversa y el riesgo moral también afectan los seguros. Cuanto más cercano está un individuo a la línea de pobreza, más perjudiciales serán las variaciones, y mayor la necesidad de seguros u otros mecanismos para mejorar el mercado (p. ej., los servicios bancarios). Sin embargo, los costos administrativos e informativos de ofrecer estos servicios son prohibitivos en los países pobres, al igual que los riesgos asociados con la selección adversa y el riesgo moral. Los costos y los riesgos son un factor no solo de pobreza, sino también de fenómenos como la movilidad, mortalidad, carencia de monitoreo público y, en algunos casos, heterogeneidad cultural (p. ej., Narayan et ál. 2000). Así, hay una suboferta de seguros, que podría ejercer efectos ambientales importantes si la variación de los sistemas se pudiera controlar mediante innovaciones tecnológicas (p. ej., irrigación, fertilizantes, plaguicidas) que implican costos o riesgos ecológicos y de salud (las fluctuaciones pueden desempeñar un papel ecológico importante y aun así ser perjudiciales para los humanos). En consecuencia, la tecnología ambientalmente dañina puede sustituir el seguro (no disponible), lo cual conduce a la sobreutilización de plaguicidas peligrosos para reducir la incertidumbre que causan las plagas, por ejemplo. Asimismo, los hatos numerosos pueden fungir como “cuenta de ahorros” no monetaria, en respuesta a la ausencia de servicios bancarios convencionales. Esta respuesta puede ser muy racional para los individuos, pero perjudicial para la sociedad (ver Capítulo 29).



## Notas

1. Una idea que subyace el concepto abstracto de impuestos de monto fijo es que estos no varían según la actividad económica. Así, no ejercen efectos secundarios sobre la asignación de recursos y no afectan la oferta laboral. Por otro lado, los impuestos a la renta más comunes implican distorsiones bastante severas. Esta regla se desintegra (o modifica) si la acción pública necesaria no se puede financiar mediante los impuestos de monto fijo ideales. Otro aspecto importante de este tipo de impuestos, en la teoría económica, es que si fueran posibles en la realidad, se podría manipular cualquier distribución del ingreso para obtener los resultados de bienestar deseados, sin recibir efectos indeseados de asignación. Cuando no existen los impuestos de monto fijo, resulta inevitable financiar los gastos mediante impuestos que tienen efectos distorsionadores y distributivos y, por lo tanto, las consecuencias de los impuestos deben considerarse como un aspecto integral de cualquier programa destinado a proveer bienes públicos, por ejemplo.

2. No solo la congestión ocasiona atrasos y, por lo tanto, más emisiones por milla, sino que la tasa de emisiones misma es una función de la velocidad y por tanto de la congestión (Johansson 1997a).

3. La optimización es ahora más compleja. La utilidad ( $U$ ) incluye bienes privados ( $x$ ) y públicos ( $G$ ), pero también la utilidad negativa de cada individuo por la externalidad ( $g$ ) causada por los demás:  $U(x, g_1, \dots, g_n, G)$ . La regla de Samuelson equipara precios (tasas de transformación) con la suma de las voluntades de pago, incluyendo la suma de las (des)utilidades debidas a las externalidades de la congestión (Oakland 1972; ver también Capítulo 6).

4. El concepto de *renta* como pago por escasez se remonta a economistas clásicos como David Ricardo (1772-1823), que lo utilizó para explicar por qué la tierra (escasa) tiene una forma de ingreso que se mide mejor por su productividad marginal.

5. Sin embargo, la reciente lucha entre las compañías farmacéuticas internacionales y el gobierno de Sudáfrica sobre el derecho de importar medicinas más baratas para combatir el VIH muestra que no siempre pueden acatarse las patentes. Aunque el público entiende que las compañías farmacéuticas deben recuperar sus costos de investigación y desarrollo, frente a una tragedia tan masiva como la expansión de la epidemia de SIDA la preocupación principal es el acceso a medicinas baratas. Se hace necesario circunnavegar dichas patentes para ofrecer la terapia disponible al mayor número de personas.

# *Adaptación de los modelos a los ecosistemas: ecología, tiempo y espacio*

**L**A ECONOMÍA AMBIENTAL Y DE RECURSOS naturales aplica la teoría económica al complejo mundo de los ecosistemas. En este capítulo, examinaremos varias fuentes de complicación, empezando por la biología de los recursos naturales, como la pesca y los bosques. Veremos primero modelos para una sola especie y luego incorporaremos las complejidades de los ecosistemas reales. Seguidamente, discutiremos la dinámica; es decir, el desarrollo en el tiempo, que tiene consecuencias ecológicas y económicas. Finalmente, introduciremos algunas de las complicaciones provenientes del espacio geográfico.

### **Modelo bioeconómico simple de la actividad pesquera**

Uno de los modelos económicos más conocidos es el de la pesca de una sola especie. Este modelo rudimentario se utiliza sobre todo como herramienta de enseñanza y modelo intelectual; para el trabajo empírico resulta poco satisfactorio, porque las pesquerías reales son mucho más complejas de lo que reflejado aquí. Se pueden utilizar modelos similares para otros ecosistemas con las mismas características generales: si no hay gestión alguna, el ecosistema es de poca utilidad para los seres humanos; una mayor intervención puede aumentar el rendimiento o la utilidad del ecosistema; y una intervención excesiva puede destruirlo.

Unir el modelaje ecológico con el económico no es sencillo. En el modelo biológico más simple posible, se asume que el crecimiento neto de una población es una función de su tamaño, lo cual arroja un crecimiento exponencial, pues una mayor cantidad de adultos da lugar a una mayor descendencia (el *crecimiento neto* de la biomasa es el crecimiento agregado de los individuos más los nuevos individuos reclutados, menos la mortalidad natural. En esta sección utilizaremos *crecimiento* y *crecimiento neto* indistintamente). Empero, se asume también que el ecosistema tiene la capacidad de sostener una población de tamaño determinado, y a medida que la población alcanza esta capacidad de carga, varios mecanismos tienden a reducir el crecimiento (hambre, enfermedades,

### Recuadro 4-1. La curva logística de crecimiento

El crecimiento de una población se puede modelar con una curva logística de crecimiento. Para las poblaciones pequeñas, el crecimiento es exponencial, porque el número de vástagos aumenta proporcionalmente al número de adultos. Sin embargo, algún factor —espacio, alimento, depredación, enfermedad— siempre controla el crecimiento, y se asume que dichos factores son más importantes conforme la población ( $N$ ) se aproxima a la capacidad de carga ( $K$ ). El resultado de estas dos tendencias es  $(dN/dt)/N = g(K - N)/K$ , donde  $dN/dt$  es la tasa de crecimiento poblacional y  $g$  es la tasa de crecimiento sin restricciones. Cuando  $K$  es infinita, el crecimiento es exponencial ( $dN/dt = gN$ ), pero cuando  $N$  es muy cercana a  $K$ , el crecimiento es cero.

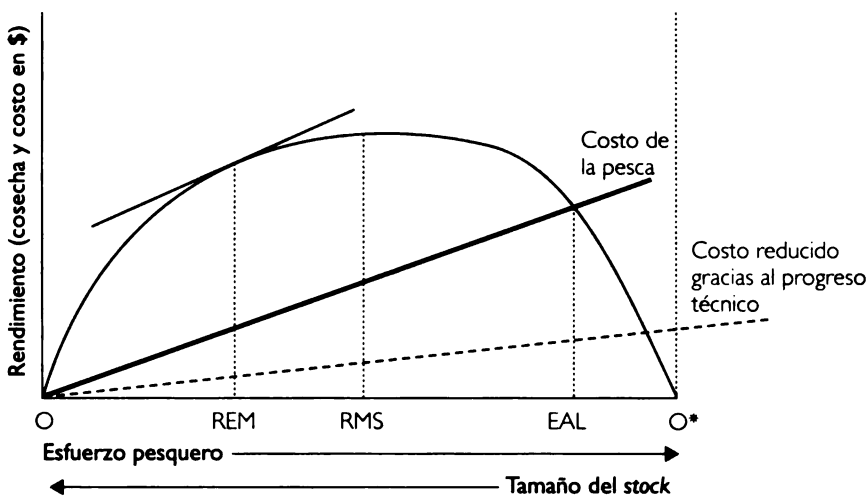
Si suponemos que el pescado puede venderse a un precio constante y que el crecimiento neto se puede cosechar sin afectar la población, esta ecuación de crecimiento se puede interpretar como una curva que muestra el ingreso potencial para ese recurso (Figura 4-1). El crecimiento de la población de peces es la cantidad que se puede capturar sin afectar el tamaño de la población. Por lo tanto, cada punto de la curva en la Figura 4-1 es un punto de equilibrio entre el equilibrio de extinción ( $O^*$ ) y el equilibrio de la población natural ( $O$ ).

depredación), arrojando así una curva logística de crecimiento (Recuadro 4-1). Con los supuestos apropiados, la curva logística de crecimiento puede utilizarse para determinar el ingreso potencial y los costos de la pesca para distintos niveles de explotación y tamaños de poblaciones de peces en el largo plazo (Figura 4-1).

Generalmente, un esfuerzo mayor resulta en una captura mayor en el corto plazo, pero reduce las poblaciones (captura) en el largo plazo. En la ausencia de pesca, es decir equilibrio natural ( $O$ ), el rendimiento es cero (de otro modo no sería un equilibrio natural) y la población (medida desde el origen correcto) está en su punto máximo. En  $O$ , los seres humanos no recibimos beneficios materiales porque no atrapamos ningún pez (aunque podría haber otros valores de tipo estético, altruista, existencial, etc.). En el extremo opuesto, un esfuerzo de pesca máximo, de largo plazo, conduce al agotamiento del recurso o equilibrio de extinción ( $O^*$ ), y el rendimiento es una vez más igual a cero. El modelo contiene muchos otros equilibrios; de hecho, cada punto de la curva es un equilibrio pesquero. Sin embargo, algunos de ellos (como  $O^*$ ) podrían ser inaceptables para las generaciones futuras.

Personas ajenas a la Economía asumen que el objetivo natural de la formulación de políticas es el rendimiento máximo sostenible (RMS). La razón principal por la que el RMS no es un objetivo adecuado es que los costos de la pesca crecen conforme aumenta la escasez (Figura 4-1)<sup>1</sup>. Así, una población mayor que la de RMS podría dar el mismo rendimiento, pero a un costo considerablemente menor, y se obtendría una ganancia promedio igual a la diferencia entre captura y costos ( $\pi^*$ ). Asumiendo una tasa de descuento de cero, esta política óptima es el rendimiento económico máximo (REM).

El modelo logístico de crecimiento muestra que una maximización a ultranza de las ganancias nos conduce hacia conclusiones que en última instancia son más, no menos, conservacionistas que las del modelo intuitivo. Sería bueno si el mercado funcionara de esa manera; de hecho, así es como funcionaría si hubiese derechos privados sobre las poblaciones de peces. En un lago privado, el propietario puede manejar el ecosistema de



**Figura 4-1. Modelo bioeconómico simple de la actividad pesquera**

Los ejes horizontales muestran el esfuerzo pesquero y el tamaño del *stock* pesquero, medidos desde el equilibrio de extinción ( $O^*$ ). Los ejes verticales muestran el crecimiento para cada nivel poblacional; manejar la pesca cosechando la cantidad exacta correspondiente a este crecimiento sería una *estrategia de equilibrio*. La figura muestra también una función simple del costo de la pesca.

*Nota:* REM = rendimiento económico máximo; RMS = rendimiento máximo sostenible; EAL = equilibrio de acceso libre.

acuerdo con este modelo si su único objetivo consiste en maximizar las ganancias. Sin embargo, en la mayoría de las zonas pesqueras las aguas no tienen un propietario y la movilidad de los peces hace que los derechos de propiedad no sean prácticos. Así, no hay renta por escasez y cada pescador trabaja hasta que los costos marginales de su actividad sean cubiertos por un equilibrio de libre acceso de la cosecha promedio<sup>2</sup>. Es así como el libre acceso conduce a la sobreexplotación pesquera, hasta que ya no hay ganancias del todo (los costos totales equivalen a los ingresos totales). Las rentas se disipan, lo cual se traduce en una pérdida de potencial económico.

Carece de sentido considerar la simple curva logística de crecimiento para una especie como si fuera un modelo biológico o ecológico que, por definición, debe tomar en cuenta las interacciones entre varias especies. Sin embargo, combinarla con un modelo económico nos ayuda a vislumbrar las posibilidades intelectuales que puede generar la interacción entre disciplinas. Esta combinación fue la base de los primeros modelos económicos de la pesca, utilizados por Gordon (1954) y Schaefer (1954), y por eso se le conoce como el “modelo Gordon-Schaefer”, cuyas modificaciones abundan. Las dinámicas son complicadas (discutidas en Scott 1955), pero aplicaciones posteriores de la teoría de control óptimo han mejorado mucho el análisis (Cohen 1987). Por ejemplo, se puede variar la tasa de crecimiento de la población de peces de forma no lineal con el tamaño de la población, como en  $(dN/dt)/N = g(K - N^p)/K$ . La tasa de crecimiento también se puede modelar de manera más compleja, con tiempo discreto, con cosecha y crecimiento en temporadas distintas y, posiblemente, con diferentes edades o tamaños de grupos. Algunos valores del parámetro

$\alpha$  implicarán que la sobreexplotación pesquera conduce fácilmente a la extinción (si las poblaciones de peces caen por debajo del umbral crítico).

Para algunas especies de peces, la relación entre regeneración (y, por lo tanto, tamaño) y población puede ser más débil y, en algunos modelos, la regeneración (de peces "jóvenes") se modela incluso como exógena o constante. Las larvas de algunas especies flotan a lo largo de grandes distancias en el océano; así, al menos localmente, la regeneración es exógena. Aun así, algunos autores señalan la relación cada vez más estrecha entre producción de huevos y tamaño en algunas especies; por ejemplo, una hembra de pargo de 12,5 kg puede tener hasta 200 veces más huevos que una de 1,1 kg (Pauly 1997). Por lo tanto, podría haber una disminución drástica de la regeneración si decrece la población de peces, lo cual es un argumento a favor de las reservas marinas, donde los peces más grandes pueden encontrar un santuario.

Un razonamiento similar subyace los modelos de metapoblación (p. ej., Brown y Roughgarden 1997), que modelan específicamente varias poblaciones adultas de especies conectadas por un banco de larvas común, como las langostas. Este banco puede ser pelágico (que va a la deriva en el mar abierto) y por tanto separado de las distintas subpoblaciones de adultos en los diferentes lugares en los que contribuyen con larvas y reclutan nuevos individuos. En los modelos de metapoblación es común ver retornos a escala de crecimiento marcado, y la política óptima resulta ser una separación estricta entre sitios apropiados para la pesca (costos bajos por su cercanía al mercado, etc.) y sitios adecuados para la reproducción. Una interpretación literal del modelo indica que la pesca óptima conllevaría pescar todos los adultos en todos los sitios excepto los que sirven para producir larvas. La conclusión para las políticas pesqueras locales difiere entonces de las del modelo de Gordon-Schaefer: al cosechar todos los adultos, habrá más pesca disponible en el futuro porque si hay un exceso de larvas, entonces los únicos parámetros de restricción son el espacio, alimento y hábitat adecuado.

Para las especies demersales que habitan el fondo de los océanos, los modelos de metapoblación indican que la regeneración es constante para un amplio rango de niveles poblacionales.

La función de esfuerzo pesquero y costo de la pesca puede ser muy compleja. Algunas especies nadan juntas en grandes escuelas, de modo que los costos no aumentan como simple función de la escasez de peces. Se han desarrollado modelos año-clase que examinan el efecto de los cambios tecnológicos, como el del tamaño del tejido de la red en la pesca de distintas especies y la composición de edades de los peces capturados (que afecta el crecimiento y la regeneración futura).

Investigaciones recientes han tratado de integrar algunas de las complejidades de los ecosistemas reales. Una extensión natural es considerar varias especies de peces (algunas de las cuales compiten por el alimento) y depredación. El modelo biológico Lotka-Volterra estudia interacciones como la depredación, especificando ecuaciones dinámicas para la población: el crecimiento en la población de una especie depende de su propio número, así como del número de individuos en otras poblaciones (Lotka 1932)<sup>3</sup>.

Incluso los partidarios más acérrimos del mercado reconocen que la industria pesquera es un área que requiere urgentemente de la formulación de políticas. Aunque

los políticos han sido activos en este campo, las políticas que adoptan suelen ser exactamente lo opuesto de las que se necesitan. Un ejemplo de primera son los subsidios que ayudan a los pescadores a adquirir más equipo (botes, redes y tecnología) cuando disminuye la pesca. El problema es que el equipo más eficiente apresura el agotamiento del recurso y añade el fracaso de las políticas al del mercado. El diseño de una política óptima no es simple. Cada pescador crea externalidades para los demás pescadores. La disminución en las poblaciones eleva los costos de la captura actual y disminuye la pesca futura.

Claramente, la pesca podría reducirse mediante la imposición; reconocer que los peces constituyen un capital y tienen un scarcity premium in situ brinda un argumento poderoso a favor de un impuesto. Sin embargo, como se vio en el modelo de congestión (Capítulo 3), implementar un impuesto empeora la situación de los “beneficiarios” inmediatos del programa. Las soluciones impositivas son inaceptables para los pescadores porque se llevan todo el ingreso que ayudan a capturar. Es quizás por esta razón que las cuotas individuales transferibles (CIT) se han convertido en el instrumento principal de la política pesquera. Las CIT mandan una señal de escasez pero dejan el ingreso en manos de los pescadores.

Las políticas deben diseñarse tomando en cuenta el progreso técnico (mejores barcos, redes, logística y equipo de rastreo, como el sonar). Dicho progreso disminuye los costos marginales de la pesca (Figura 4-1). Implica mayores ganancias potenciales en el estado óptimo, pero también acerca peligrosamente el equilibrio de libre acceso al equilibrio de extinción, y puede conducir a una actitud negativa hacia la tecnología nueva; de hecho, a menudo se diseñan políticas para impedir que se utilicen ciertos tipos de tecnología. Desde el punto de vista de la eficiencia, la política óptima sería utilizar la tecnología nueva pero reducir el esfuerzo hasta el punto correspondiente al REM. El manejo de los recursos de propiedad común y las CIT, que parecen ser los instrumentos más promisorios para obtener balances adecuados entre la eficiencia, los costos de monitoreo y lo socialmente aceptable, se discuten en el Capítulo 28.

## Bioeconomía y el manejo de ecosistemas<sup>4</sup>

Capturar la dinámica de dos especies es de por sí complicado, pero los ecosistemas verdaderos se componen de docenas de especies, aun si contamos solamente las más importantes de cada nivel trófico. Los ecosistemas son sistemas adaptativos complejos altamente no lineales (Levin 1998, 1999), con muchas características propensas a crear fallas de mercado. Esta complejidad conduce a la existencia de múltiples dominios de atracción (una contraparte de los equilibrios en los sistemas caóticos y dinámicos) y a la posibilidad de cambios repentinos de los umbrales de las dinámicas. Por ejemplo, los períodos largos de sequía en el trópico seco pueden causar la erosión del suelo, seguida por la pérdida de cobertura arbórea y la eventual desertificación. Las pasturas áridas pueden alternar entre dos estados naturales: con árboles y sin ellos (Perrings y Walker

1997, Perrings y Stern 2000). La pregunta es si dichos cambios son reversibles desde la perspectiva temporal de los decisores.

Los ecologistas han demostrado que la resistencia de los ecosistemas es un factor importante en la prevención del cambio irreversible. La resistencia depende de factores como la memoria ecológica del sistema: sus bancos de semilla, animales migratorios, y la existencia de heterogeneidad en las condiciones locales, que permite que algunas especies sobrevivan y recolonicen un territorio cuando las condiciones mejoran tras un período de perturbación. La diversidad de especies en los distintos niveles, incluyendo el genético, es otro mecanismo que puede aumentar la resistencia de manera algo análoga al modo en que la diversidad reduce el riesgo en un portafolio de acciones.

Al mismo tiempo, el ecosistema es fuente (desde el punto de vista humano) de producción conjunta, donde algunos de los productos tienen características de bienes públicos o recursos de uso común. Todas esas características dificultan su manejo y constituyen un argumento a favor de la gestión adaptativa, apoyada en el principio precautorio. El Cuadro 4-1 enumera algunos de los servicios ecosistémicos que puede proveer un manglar típico.

**Cuadro 4-1. Servicios de ecosistema de un manglar**

Número de uso	Valor de uso
1	Hábitat, nutrientes y reproducción de camarones, crustáceos y moluscos
2	Desove y reproducción de especies demersales
3	Desove y reproducción de especies pelágicas
4	Provisión de leña, madera para construcción, etc.
5	Fuente de plantas, hierbas y pequeñas especies de cacería
6	Producción de camarones y sal
7	Control de tormentas, inundaciones y erosión (extensión de la tierra hacia el mar)
8	Secuestro de carbono, nitrógeno, fósforo y otros nutrientes
9	Protección de otros ecosistemas marinos y costeros (p. ej., arrecifes de coral)
10	Secuestro de toxinas
11	Protección de hábitat de pájaros; valor de amenidad ornitológica (potencial turístico)
12	Valores de opción relacionados con usos futuros (biotecnología y genética)
13	Valor de existencia y legado del ecosistema
14	Otros

Los valores de uso directo se acumulan como resultado del consumo directo. Los valores de uso indirecto se pueden acumular para servicios ecosistémicos que ofrecen bienes de consumo de manera indirecta (como la lluvia). Los valores de no uso incluyen bienes intangibles, como la belleza escénica. En el Cuadro 4-1, los usos 1-14 corresponden más o menos a los valores de uso directo, seguidos por los indirectos, de no uso y un uso "alternativo". El número de productos hace que el manejo del ecosistema parezca complicado; sin embargo, un ecosistema se puede comparar con una empresa que produce

varios productos. Desde el punto de vista del manejo, es mucho más difícil cuantificar las características del ecosistema e identificar los distintos beneficiarios, algunos de los cuales no pagarán por los servicios provistos. Así, la lista también pretende diferenciar entre los usos relevantes para distintas categorías de usuarios, algunos de los cuales son pobres.

Los usos 1-3 (reproducción) se relacionan con la pesca en el sentido más amplio de la palabra, y la biología y economía del rendimiento óptimo pueden analizarse mediante los modelos discutidos en la sección anterior. No obstante, el modelaje es difícil por razones biológicas y económicas. La ecología marina es un sistema compuesto de numerosas especies, con dinámicas complejas que no comprendemos bien; el aspecto económico se complica por las estructuras sociales de las sociedades que se benefician de los recursos del sistema. Usualmente, los usos 1 y 2 benefician a muchos miembros de las comunidades locales al proveer alimento, empleo e ingresos. El uso 3 beneficia a pescadores que utilizan barcos grandes y modernos, provenientes de ciudades y a veces hasta países lejanos.

La mayoría de los recursos biológicos marinos y costeros no tienen un propietario y, por lo tanto, se someten a la sobreexplotación (a través del libre acceso) y a la dispersión de la renta a medida que los recursos escasean. Las rentas se pueden restaurar mediante un manejo apropiado del ecosistema, pero el nivel de coordinación necesario para evitar la sobreexplotación es difícil de establecer, aun en circunstancias ideales. El crecimiento poblacional y la movilidad social (aunados a veces a la hambruna, los desastres naturales y la guerra) pueden conducir a grandes migraciones poblacionales hacia las áreas costeras, con grupos cada vez más heterogéneos. Los analistas de la propiedad común subrayan cómo el control exclusivo de un recurso de uso común y la estructura social continua, coherente y evolutiva de los grupos que dependen de él son atributos importantes para el éxito de dichas poblaciones (Capítulo 10). El hecho de que varios grupos distintos disfruten de o utilicen diferentes recursos provistos por el mismo ecosistema aumenta la complejidad del tema.

Es poco probable que los distintos grupos de usuarios de un recurso interactúen entre sí. Los barcos japoneses que practican la pesca de arrastre en el mar abierto del Golfo de Tailandia se benefician de los "servicios reproductivos" de los manglares, pero no interactúan con las comunidades locales para ayudarlas a protegerlos. De hecho, la evidencia anecdótica indica que muchos pescadores japoneses invierten en la explotación camarонера, industria que crea grandes lagunas talando manglares y eliminando así las áreas de reproducción de las cuales depende su actividad pesquera.

Los usos 4 y 5 son directamente bienes (provisión de leña y otros productos de las plantas). Algunos de estos bienes pueden ser difíciles de valorar porque se utilizan solamente en el ámbito local y carecen de precios de mercado. Se debe recabar datos sobre sus cantidades y otras características de uso. Si los productos son utilizados por una población local pobre y consisten de proteínas esenciales, medicinas u otros productos indispensables para la vida humana, su pérdida se puede considerar como una pérdida de bienestar mayor de la que sugiere una simple valoración de sus sustitutos comerciales. Otra fuente de complejidad es que dichos bienes pueden ser recolectados por grupos sociales distintos a los que utilizan los recursos acuáticos. El uso 6 (pro-



ducción de camarones y sal) se puede categorizar junto a los usos 4 y 5 si es llevado a cabo en pequeña escala.

Los usos 7-9 (protección contra tormentas y erosión, secuestro de algunos nutrientes y la protección asociada de otros ecosistemas marinos) son servicios ecosistémicos por excelencia porque tienen verdaderas características de bien público o recurso de uso común que benefician a todos los habitantes locales. Los usuarios pueden ser los mismos de los usos 1-6 o no. En algunas zonas (como las costas de Kenia y Tanzania), los manglares situados a lo largo de estuarios y costas pueden proteger islas coralinas con una población de peces separada, planteando preguntas complicadas sobre la colaboración. La captura de nutrientes puede tener beneficios externos, como la protección de arrecifes de coral (que son sensibles a grandes cantidades de nutrientes). En este caso, la compensación es una posibilidad remota; los pescadores de los arrecifes no pueden compensar o interactuar con quienes talan los manglares. Sin embargo, la comunidad global está empezando a crear mecanismos de compensación de las externalidades positivas globales asociadas con proyectos locales. Dos ejemplos son el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF, por sus siglas en inglés) y el Carbon Fund (ver Capítulo 17).

El uso 10 (secuestro de toxinas para prevenir el daño río abajo) aplica solamente a manglares cercanos a las industrias o sujetos a la escorrentía de plaguicidas o las aguas residuales de las ciudades. Este uso excluye muchos de los otros, pero podría ser una alternativa eficiente al tratamiento de aguas residuales. En el caso de los usos 9 y 11 (protección de las zonas costeras y turismo), los decisores locales se preocupan más por generar ingresos que por el excedente del consumidor. Sin embargo, el ingreso proveniente del turismo generalmente beneficia a otros actores en lugar de a los pescadores locales.

Los usos 12 y 13 son valores de no uso. El valor de opción (uso 12) se relaciona con el valor de mantener abierta una "opción" (es decir, utilizar el recurso de alguna otra manera en el futuro), mientras que el valor de existencia (uso 13) es un valor intrínseco que podemos experimentar por el solo hecho de saber que algo existe, incluso si no esperamos verlo (p. ej., una ballena). Los valores de no uso pueden ser locales o globales y son generalmente difíciles de capturar en la práctica, aunque hay algunos contratos excepcionales entre las compañías biomédicas y las comunidades locales para buscar especies que puedan ayudar a desarrollar nuevos medicamentos. Con este tipo de contratos, el valor puede juzgarse de la misma manera comercial que el ingreso por turismo.

Algunos usos se pueden combinar y otros son exclusivos. Es común que surja un debate sobre esto cuando alguna empresa se muestra interesada en un proyecto de gran escala, como un puerto, una refinería, la producción de sal, acuicultura o conversión a la agricultura. Estos proyectos parecen prometer enormes ingresos y oportunidades masivas de empleo. Los ejemplos abundan, como en el Rufiji Delta, en Tanzania, donde la Compañía de Pesca Africana recibió 10.000 hectáreas en arrendamiento, pero tuvo que frenar sus actividades en respuesta a las protestas contra su destrucción masiva de los manglares. En Florida, Estados Unidos, la gran expansión de Miami, Orlando y otras ciudades ha llevado los Everglades al borde del colapso por la demanda de tierras, agua y control de las inundaciones. Allí, el 90% de la población de aves linícolas se ha extingui-

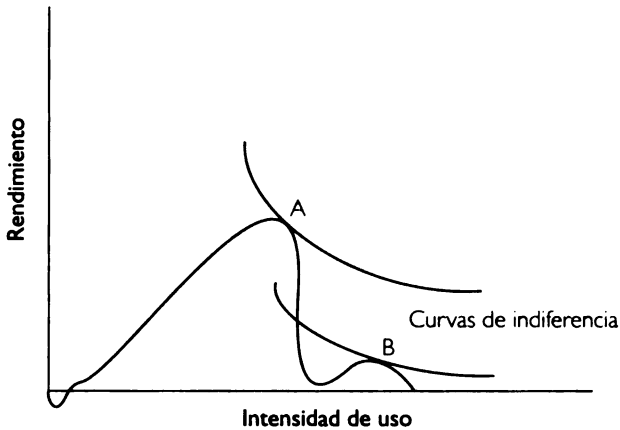


Figura 4-2. Manejo de un ecosistema con efectos de umbral

do, y en los próximos 20 años se invertirán 8 billones de dólares para restaurar el curso natural de las aguas y las funciones del ecosistema.

Una incertidumbre considerable rodea las funciones ecosistémicas y las valoraciones de los servicios que los ecosistemas proveen. Es crucial modelar los sistemas para obtener estimados confiables, porque no hay valores de mercado que observar. Se hacen necesarias las simplificaciones drásticas, pero deben elegirse con cuidado, de acuerdo con el problema. Para un manglar, las variables pueden ser el área de cobertura ( $A$ ), la biomasa ( $M$ ), la población de peces ( $N$ ) y los nutrientes del suelo ( $S$ ). Al denotar la cosecha de peces y madera ( $H_N$  y  $H_M$ , respectivamente), las tasas de crecimiento de ambos recursos se pueden modelar utilizando ecuaciones similares a las del modelo de Gordon-Schaefer. Cuando denotamos las tasas de crecimiento ( $g$ ) y la capacidad de carga ( $K$ ) con los subíndices correspondientes, la ecuación para peces es:

$$\frac{dN}{dt} = g_N(A, S)N[K_N(A, S) - N] - H_N \quad (4-1)$$

La ecuación para madera es análoga.

La Ecuación 4-1 no toma en cuenta especies, edades u otros detalles de regeneración y mortalidad, pero puede ser una buena aproximación para concentrarse en la dinámica entre bosque, población de peces y nutrientes. Para otros tipos de ecosistemas, sería razonable concentrarse en variables cuyas dinámicas se aplican en lapsos más cortos y abstraer la dinámica de las variables “lentas”, como área boscosa y biomasa (ver Levin y Pacala 1997 para teorías de simplificación de modelos). Aun así, estimar ecuaciones dinámicas, como la Ecuación 4-1, es una tarea abrumadora. Hay que esperar los datos de una serie de tiempo, y los cortes transversales pueden ser poco confiables porque los ecosistemas son idiosincrásicos: las relaciones que gobiernan un pantano pueden ser distintas de las de otro, aparentemente similar (Cole et ál. 1991).

Es extremadamente difícil predecir los umbrales y las sorpresas al modelar un ecosistema. Otro aspecto de los ecosistemas, que no ha recibido la atención suficiente, es que suelen involucrar umbrales fuertes y pueden cambiar rápidamente de un estado a otro, o exhibir estados irreversibles. Este rasgo se ilustra en la Figura 4-2. La curva tiene una forma similar a la de una sola especie en la Figura 4-1, excepto que una sección con uso intenso es muy empinada (o inexistente), reflejando un umbral o situación irreversible. La eutrofización en un lago poco profundo puede tener esa característica. Un influjo pequeño de fósforo aumenta el crecimiento de las algas, reduciendo la luz y el oxígeno en el fondo del lago. Si las plantas del fondo mueren, se desestabiliza el sedimento, lo cual a su vez conduce a la liberación de más fósforo, en una espiral irreversible. En esos casos, la optimización común (representada por adaptación de la curva de utilidad mostrada) puede llevar el sistema desde un estado deseable (punto A) a un estado subóptimo (punto B), cuya recuperación resultaría sumamente costosa. Con la irreversibilidad total, la recuperación puede ser imposible; por fortuna, esos casos suelen ser poco frecuentes.

La sobresimplificación tiene sus bemoles y es la base del llamado “principio precautorio”, que sugiere que si se desconoce el óptimo, debemos pecar por exceso de precaución y no al contrario. Esta sugerencia suena sencilla, pero puede ser demasiado restrictiva para el desarrollo. Una estrategia razonable sería una forma cuidadosa de manejo adaptativo. Al permitir cambios pequeños y monitorear el ecosistema permanentemente, se cuidan los intereses de los distintos involucrados y se recaba información importante para modificar la estrategia de manejo en sí. Así, si se propone la cría de camarones, sería apropiado empezar por una actividad en pequeña escala, en lugar de un proyecto de gran escala como el de Rufiji Delta.

Un mismo ecosistema produce conjuntamente varios servicios utilizados por distintos usuarios. Los ecosistemas son complejos, dinámicos y no siempre bien comprendidos. La definición de derechos de propiedad es incompleta; a veces, el conflicto surge de los reclamos de comunidades locales (que ejercitan derechos tradicionales, basados en su cultura) y la sociedad (representada por inmigrantes nuevos, nuevas clases de empresarios, el estado, o usuarios extranjeros). Los costos elevados de velar por el cumplimiento de las disposiciones y la falta de derechos de propiedad claros pueden dar lugar a situaciones de acceso prácticamente libre en el nivel local. Incluso si los usuarios locales colaboran, les resulta difícil manejar los efectos externos que repercuten en otros grupos. Los agentes que utilizan los distintos recursos o funciones del ecosistema tienen poca experiencia en negociar unos con otros. Un agravante del problema para el formulador de políticas son los aspectos delicados de la estructura del mercado, la incertidumbre, la agregación y el descuento.

Estos problemas pueden parecer insolubles, y sin embargo deben resolverse. Cerca de dos tercios de la población mundial habita las áreas costeras, proporción que se espera aumente a tres cuartos (más de 6 billones) para el 2025 (Lindén y Granlund 1998). Además, el pescado es la principal fuente de proteínas de la mayoría de los pobres del planeta. El primer paso del análisis de estos problemas consiste en aislar los conflictos de interés más relevantes. Cuando el principal problema es la sobreexplotación pesquera y se debe restringir la actividad, pueden surgir conflictos severos sobre quién podrá seguir pescando y quién no. Podría ser necesario definir derechos o cuotas pesqueras; cuando el conflicto

de interés más severo reside entre los pescadores locales y la expansión de la acuicultura, las regulaciones como el control de la contaminación o la zonificación serían más apropiadas. Hasta la fecha, la experiencia sugiere que el manejo integrado de zonas costeras (MIZC) es un instrumento de política promisorio para este tipo de situación. El MIZC es un proceso de aprendizaje continuo en los ámbitos institucionales y científicos, que conlleva un diálogo entre todos los actores, el monitoreo cuidadoso de la actividad local, la investigación, la promoción del ingreso local y capacitación, el fortalecimiento de las instituciones locales, la retroalimentación de los actores y, en última instancia, el diseño de programas mejorados. El manejo local, la compatibilidad de incentivos, la inclusión, los derechos de propiedad y la información pública son elementos claves del MIZC.

## El manejo en un entorno intertemporal

La dimensión temporal que discutimos aquí enfrenta el largo plazo con el corto. Existen otras dimensiones temporales, como las variaciones cíclicas, en lugar de totales, en el tiempo. Por ejemplo, la distribución de la precipitación y las horas luz a lo largo de los días y las estaciones afecta la producción agrícola y el bienestar humano más que los totales agregados. De manera similar, el ruido puede ser peor durante la noche que durante el día, y ciertas emisiones pueden ser peores durante la inversión térmica o cuando el clima es más propenso a la formación de smog. Estos ejemplos sugieren que los valores y las políticas pueden requerir ajustes temporales.

Muchos problemas relacionados con los recursos naturales o el ambiente involucran tanto cantidades como flujos; así, la dimensión temporal es un componente esencial. La solución económica arquetípica a la escasez de recursos consiste en aumentar los precios; en principio, esto puede resolver el problema de escasez siempre y cuando baste con la sustitución de la producción o el consumo. El manejo económico de la escasez y la asignación de recursos escasos en el tiempo le deben mucho a Hotelling (1931). La esencia del argumento de Hotelling es que la escasez es una fuente de valor. Cuanto más escasea un bien, su valor debe aumentar a la misma tasa que otros instrumentos financieros; de otro modo, sus propietarios lo venderían, lo cual bajaría el precio. Este argumento se conoce también como la “regla de arbitraje” (Dasgupta e Heal 1979).

Si se asume que el recurso es finito, que los costos de extracción y demanda son constantes, los mercados futuros son perfectos, y ser propietario del recurso no ofrece otras ventajas, se desprende que la renta por escasez debe aumentar exponencialmente a la misma tasa de interés de la economía. En consecuencia, el precio de mercado del recurso sube, y las tasas de extracción disminuyen gradualmente, de manera que el recurso no se agota en el tiempo finito (Recuadro 4-2 y Figura 4-3). Los recursos llegarán a cero, pero de forma “óptima”; por ejemplo, la extracción anual puede ser un porcentaje fijo de la población remanente, de modo que la proporción reserva/uso permanece constante aunque la cantidad física del recurso disminuya.

Hay muchos factores que afectan los precios de los recursos, y existen modelos que enfatizan los cambios en la demanda, la tecnología, los costos y demás. En dichos modelos, el

## Recuadro 4-2. Derivación simple del modelo de Hotelling

Consideremos la asignación intertemporal de una fuente finita ( $Q$ ) de un mineral —por ejemplo petróleo—, y asumamos que este puede ser producido (bombeado, refinado, etc.) a un costo marginal constante ( $c$ ). Asumamos una demanda anual ( $P_t$ ) dada por la ecuación inversa  $P_t = a - bq_t$  (donde  $q_t$  es la producción anual de petróleo), lo cual implica que los beneficios anuales  $B_t$  serán

$$B_t = \int_0^{q_t} (a - bq) dq = aq_t - \frac{1}{2} bq_t^2 \quad (4-2)$$

Maximizando los beneficios descontados sujetos a restricciones del recurso obtenemos

$$\max L = \max L = \sum_t \frac{\left( aq_t - \frac{bq_t^2}{2} - cq_t \right)}{(1+r)^{t-1}} - \lambda \left( Q - \sum_t q_t \right) \quad (4-3)$$

donde  $r$  es la tasa de descuento y  $\lambda$  es el valor de escasez del recurso. La derivación parcial da

$$\frac{\partial L}{\partial q_t} = \frac{a - bq_t - c}{(1+r)^{t-1}} - \lambda = 0 \quad (4-4)$$

lo cual, tras la sustitución, arroja la regla de Hotelling; esto es, que la renta por escasez,  $(P_t - c)$  o  $(a - bq_t - c)$ , debe crecer a la siguiente tasa:

$$(P_t - c) = a - bq_t - c = \lambda(1+r)^{t-1} \quad (4-5)$$

El petróleo debe ser racionado, y así su precio será igual al costo de producción más una renta por escasez que, en casos simples, crece exponencialmente a una tasa igual a la de descuento. En la realidad, existen muchos factores que confunden la situación.

*Nota* una formulación equivalente de tiempo continuo que utiliza una formulación de Hamilton de valor actual ( $H$ ) para la Ecuación 4-2 es  $H = (aq_t - bq_t^2/2 - cq_t) - \mu q_t$ , donde  $\mu$  es el multiplicador de valor actual para la construcción del flujo que relaciona la extracción con la reserva del recurso. En una solución interna (donde se utiliza parte pero no todo el recurso), las condiciones para el control óptimo pueden utilizarse para obtener el valor marginal actual del recurso ( $\mu_t = a - bq_t - c$ ). La ecuación costate para  $\mu_t$  se puede utilizar para probar que  $\mu_t$  debe crecer a la tasa de interés (para una comparación pedagógica de las condiciones óptimas para las formulaciones de Lagrange y Hamilton, ver Fisher 1981, especialmente el Cuadro 2.1).

costo puede aumentar debido a una mayor extracción, y las rentas por escasez pueden ser constantes o seguir algún otro patrón. En los modelos complejos, el costo de producción puede depender del nivel de producción, el grado de extracción y el desarrollo tecnológico, pero el mensaje básico sigue siendo el mismo del simple modelo de Hotelling, que ha sido extremadamente influyente. Por ejemplo, las predicciones del precio mundial de la energía se apoyan en él: el precio futuro del petróleo equivale a los precios actuales más un par de puntos porcentuales por año (Manne y Schrattenholzer 1992). Sin embargo, en los mercados reales de minerales, combustible y otros recursos, las rentas por escasez y los precios no aumentan de manera constante. Esta discrepancia no contradice el modelo de Hotelling, porque puede ser explicada por cambios en los costos de extracción, el progreso tecnológico,

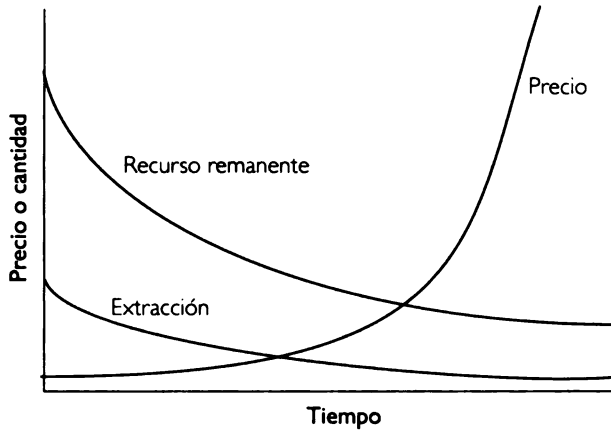


Figura 4-3. *Extracción sostenible de recursos según Hotelling*

las imperfecciones del mercado y otras alteraciones en el corto plazo, como los trastornos políticos. Más aun, hay muy poca escasez (por ahora) o, para ser más precisos, los recursos son tan abundantes en relación con su uso que el componente de renta por escasez es menor que otros factores.

Para los recursos renovables, la interacción entre cosecha y tasas biológicas de reproducción o crecimiento afectan en gran medida los resultados de la optimización económica en el tiempo. Aun así, el efecto de introducir una tasa de descuento es análogo al del modelo de Hotelling para un recurso finito. En el caso de un modelo bioeconómico simple de la pesca, por ejemplo, el óptimo no estaría en el mismo punto que el rendimiento económico máximo de la Figura 4-1. En su lugar, el óptimo estaría hacia la derecha, en un nivel de actividad pesquera un poco mayor y un tamaño de población algo menor. Este cambio viene acompañado de un aumento en el corto plazo de la captura, que disminuirá la captura futura; los ingresos provenientes de esta reducción en la población de peces se invierten para dar una tasa de retorno mayor en otros ámbitos de la economía. En dicho modelo, el resultado puede ser un estado estable (con una captura constante cada año), a pesar de que las rentas derivadas del recurso se incrementan al mismo ritmo de la tasa de descuento.

El diseño de políticas forestales debe tomar en cuenta que puede haber varias *rotaciones* (es decir, ciclos de plantación, crecimiento y cosecha) en el mismo terreno. Este hecho conduce a modelos algo distintos, basados en la ecuación de Faustman (Faustman 1849). Al incluir los valores de descuento esperados para futuras rotaciones, Faustman mostró que estas serían más cortas con descuento que sin él (es decir, adelantar la cosecha no solo contribuye a recibir efectivo más rápido de la madera actual sino también a acortar el lapso en el cual deben descontarse las cosechas futuras). Curiosamente, este punto fue ignorado por reconocidos economistas de finales del siglo XIX hasta mediados del XX, incluyendo a W. Stanley Jevons, J.B. Clark e Irving Fisher, quienes tal vez no sabían mucho acerca de estos temas o desconocían la literatura forestal. El manejo intertemporal de sistemas complicados, como los bosques naturales, complica aún más el proceso de modelaje.

Aunque muchas aplicaciones en esta área se relacionan con los recursos naturales, la teoría se aplica igualmente a los contaminantes acumulativos. Muchas sustancias químicas son persistentes y se acumulan en el ambiente a través de varios mecanismos. La capacidad funcional de un ecosistema puede verse limitada por la acumulación de algún contaminante, y todos los modelos económicos acerca de cómo “cosechar” o “extraer” un recurso natural se aplican también al uso de la capacidad asimiladora del ecosistema con respecto a los contaminantes acumulativos.

Históricamente, los combustibles fósiles se han analizado como recursos, pero la reacción química involucra otros recursos además del combustible. El oxígeno ( $O_2$ ) es un recurso, aunque sea abundante. Cuando se quema el combustible fósil, el oxígeno de la atmósfera se reemplaza con dióxido de carbono ( $CO_2$ ) y agua ( $H_2O$ ), siguiendo (aproximadamente) la fórmula  $HC + O_2 + CO_2 + H_2O$ , donde HC es el hidrocarburo. En un sentido más general, la capacidad asimiladora de  $CO_2$  por la atmósfera puede ser considerada como un recurso. De hecho, es un buen ejemplo de los recursos sutiles del ecosistema que está comenzando a escasear. Si continúan las tendencias actuales, el contenido de carbono de la atmósfera alcanzará concentraciones que pueden originar cambios climáticos drásticos.

Además, la combustión del combustible fósil da lugar a emisiones de grandes cantidades de metales, compuestos orgánicos volátiles, metano, sulfatos y óxidos de nitrógeno. Nuevamente, la capacidad asimiladora del ambiente puede considerarse como un recurso. Solo porque el HC no escasea no quiere decir que otras partes de la ecuación no involucren escasez. El aspecto fundamental es que aunque las fuentes de combustible fósil son privadas, los servicios del ecosistema no lo son; más bien, se caracterizan como bienes públicos o recursos de propiedad común. El hecho de que la atmósfera no tenga propietario implica que su uso es libre y no hay renta por escasez. Lo mismo aplica a la capacidad que tiene la biosfera de absorber mercurio, radón y muchos otros elementos liberados durante el procesamiento de los combustibles fósiles. La combustión es la mayor fuente de muchos metales tóxicos y otros elementos de la geosfera que de algún modo alcanzan la biosfera (Azar et ál. 1996).

## Heterogeneidad espacial y uso de la tierra<sup>5</sup>

Un aspecto esencial de los ecosistemas es la heterogeneidad espacial o variación. Para construir buenos modelos en economía ecológica, los economistas deben tomar en cuenta las dimensiones espaciales, a lo cual no están muy acostumbrados. Los modelos metapoblacionales para un ecosistema marino (donde los grupos de larvas y adultos están separados espacialmente) ilustran cómo las dimensiones espaciales llevan a conclusiones distintas de las producidas por el simple modelo de Gordon-Schaefer. En las áreas de conservación de la biodiversidad, manejo de parques y protección de la diversidad genética, en particular, es crucial tomar en cuenta la composición fragmentada de la naturaleza.

Podemos utilizar un modelo de heterogeneidad espacial para analizar el uso de la tierra y la deforestación. Para comprender los cambios en el uso de la tierra en general y la





agrícolas netos en la finca, que son más elevados cuando esta se encuentra cerca del mercado, en parte por los gastos de transporte y en parte porque el asentamiento se encuentra en el área donde la tierra es más productiva. El valor de la tierra agrícola disminuye conforme aumenta su distancia al mercado, hasta llegar a cero en el Punto A.

Una cobertura natural de bosque maduro ocupaba el paisaje en el momento del asentamiento inicial. Los colonos cortaron los árboles allí donde el valor agrícola del bosque convertido más el valor de cosechar los árboles (p. ej., para combustible o construcción) excedió los costos de la tala<sup>6</sup>. Pueden haber dejado algunos árboles en pie y plantar alrededor de ellos. El valor del bosque se representa como una serie de curvas F-F que se desplazan hacia afuera con el tiempo. Al principio, los valores de la tierra arbolada son mucho menores que los de la tierra agrícola (porque el alimento es más esencial que los árboles para la supervivencia), y también un poco más aplanadas, porque se asume que los costos de transporte son menos importantes (porque la madera es menos perecedera que la comida).

Los propietarios de la tierra deben pagar (C-C) para reclamar y defender sus derechos de propiedad. Se supone que estos costos aumentan a medida que la presencia pública y, por lo tanto, el control efectivo, disminuyen cuanto más nos alejamos del centro comercial (el costo de protección puede variar, dependiendo de si la tierra tiene un uso forestal o agrícola; este aspecto se simplifica para los propósitos de la presente exposición). En la primera fase, la extensión del terreno agrícola está determinada por la intersección del valor de la tierra agrícola y el costo de los derechos de propiedad. Así, la actividad agrícola se extenderá desde O hasta  $M_1$ . Más lejos (desde  $M_1$  hasta Z), se asume que el valor neto de la madera es negativo, y que el bosque natural será manejado como un recurso de libre acceso.

Nótese que, en esta primera fase, la deforestación es causada por la demanda de tierra agrícola. El precio de mercado de los productos forestales debe cubrir los costos de producción; sin embargo, no existen costos de cultivo, porque el bosque ya está maduro. Los únicos costos de producción forestal son de cosecha y entrega. En este tipo de bosque, los instrumentos de política, como los impuestos o los subsidios forestales (como las plántulas gratuitas) ejercerán poco o ningún efecto, porque la deforestación es causada por la necesidad de tierra agrícola y no por la rentabilidad del bosque.

Conforme aumentan los ingresos, cambian los gustos y la tecnología, y las mejoras en infraestructura reducen los costos de transporte, la función del valor del bosque puede aumentar a  $F_2$ - $F_2$ . Este aumento implicaría la deforestación de  $M_1$  a  $F_2$ . En esta segunda fase, la frontera agrícola estaría en  $M_1$  y el área de bosque degradado de  $M_1$  a  $F_2$ . El área sigue siendo un bosque natural de libre acceso, sin costos de manejo o derechos de propiedad, porque los valores son más bajos que el costo de proteger estos derechos. Esta área sería talada por lo menos una vez y luego abandonada, a menos que sea rentable para la agricultura. En este caso, la deforestación se explicaría por el precio de la madera y otros parámetros relevantes a la silvicultura. La conversión a tierra agrícola ya no sería fuente de deforestación, porque la agricultura tendría lugar en el área ya deforestada,  $M_1$ - $F_2$ . En este caso, los instrumentos de política forestal que afectan el costo de la extracción limitarían la deforestación, pero las políticas agrícolas y las plántulas gratuitas (que solo afectan los costos de plantación), no lo harían.

Es posible que los salarios aumenten en un momento dado, tornando la agricultura menos rentable que la extracción forestal. Sin embargo, el progreso tecnológico contrarresta el efecto de los salarios mayores, y la experiencia en Estados Unidos y Escandinavia indica que el aumento en los salarios favorece la extracción forestal en el largo plazo, porque requiere de menos trabajo. Conforme escasea la madera, la frontera de la actividad forestal económica se puede extender a  $F_3$ - $F_3$ . La actividad forestal se tornaría más rentable que la agricultura, incluso en tierras previamente cultivadas<sup>7</sup>. La tierra agrícola se limitaría a  $O$ - $M_3$ , y las nuevas plantaciones forestales cubrirían  $M_3$ - $M_2$ . La región degradada de libre acceso se extendería de  $M_2$  a  $F_3$ , y la madera provendría de dos fuentes distintas: los bosques en plantación, protegidos por derechos de propiedad seguros, y el bosque natural en la frontera. Si los derechos de propiedad son seguros, y según la fórmula de Faustman, el manejo forestal en las plantaciones se optimizará con el tiempo (Johansson y Löfgern 1985). Por las razones de costumbre, el costo marginal de cultivar, cosechar y entregar productos desde un bosque manejado será igual al costo marginal de cosechar y trasladar desde el bosque natural, más lejano. Distintas políticas agrícolas y silviculturales tendrán efectos diferentes en los distintos márgenes o regiones (p. ej., la provisión de plántulas podría incrementar el crecimiento del bosque en una plantación, pero no en un bosque natural).

Desde el punto de vista del análisis de políticas, quizás la característica más interesante de los bosques son sus márgenes económicos. Las dos primeras etapas del desarrollo forestal tienen un solo margen económico (en los puntos  $M_1$  para la primera y  $F_2$  para la segunda), mientras que la tercera etapa presenta la característica, verdaderamente inusual, de tener tres márgenes: bosques manejados de manera intensiva o extensiva, en  $M_3$  y  $M_2$ , respectivamente, y el margen de cosechas del bosque natural en  $F_3$ . Los márgenes de la tercera etapa en particular generan algunas implicaciones inusuales para la formulación de políticas (la importancia de estos aspectos en la política forestal se discuten en el Capítulo 30).

Muchos países tienen regiones que se pueden describir mediante una de las tres etapas posibles de desarrollo forestal que discutimos en este capítulo. Sin embargo, algunos podrían requerir modelos diferentes, porque los bosques y los contextos sociales son heterogéneos. Algunos bosques poseen especies cuya madera es mucho más valiosa que cualquier valor agrícola que pueda tener la tierra. En esos casos, la deforestación puede ser muy importante y la agricultura o la ganadería ocuparían un segundo plano. Algunos países tienen libre acceso a los recursos, y otros ofrecen derechos de propiedad privados o estatales. Algunos tienen grandes poblaciones necesitadas de tierra productiva, mientras otros presentan poblaciones pequeñas y tierra menos escasa.

La mayoría de los productos forestales son voluminosos o perecederos y su transporte es caro. Por lo tanto, sus mercados primarios suelen estar próximos y las plantas procesadoras primarias se ubican cerca de la fuente. Todavía existen grandes regiones de bosque natural maduro en algunas partes del mundo, pero otras prefieren los bosques manejados.

## Lectura adicional

Binswanger y Deninger 1997  
 Clark 1990  
 Conrad 1999  
 Eggert 1998  
 Hannesson 1998  
 Munro y Scott 1985  
 Scott 1983  
 Stiglitz 1999

En algunas áreas, como Escandinavia y el norte de Estados Unidos, los bosques manejados existen desde hace décadas, lo cual implica —para sorpresa de muchos— que esta reforestación (espontánea) constituye una fuente considerable de secuestro de carbono en algunos de los países más industrializados. Sin embargo, hasta el sur de Estados Unidos (a menudo considerado la región más dinámica del mundo para la producción comercial de madera) sigue cosechando más de la mitad de su producción en rodales sin manejar.

## Notas

1. La incertidumbre y el descuento son dos razones adicionales por las que el RMS no es un objetivo apropiado de la formulación de políticas.

2. La *renta por escasez* es la renta que acumula el propietario de un recurso natural por el simple hecho de ser escaso. A lo largo de la historia, la tierra ha sido escasa y por lo tanto valiosa. La escasez no solía ser un problema para servicios de ecosistema como el aire limpio y el agua potable; sin embargo, la escasez se internaliza conforme aumenta.

3. Algunos modelos analizan la diferencia entre tasas y cuotas pesqueras en modelos de especies múltiples (p. ej., Conrad y Adu-Asamoah 1986, Flaaten 1988, Azar et ál. 1995). El modelo “paloma-halcón”, también relevante, utiliza la teoría de juegos para estudiar los efectos evolutivos de tener dos estrategias distintas para dos grupos dentro de una misma población. Las palomas son pacifistas que evitan el conflicto, mientras que los halcones siempre compiten por el alimento. La agresividad de los halcones les significa ventajas pero también costos por el riesgo de heridas o muerte. Este modelo simple crea patrones interesantes de interacciones dinámicas con el parasitismo y explica muchos fenómenos biológicos (y económicos) (Smith 1982).

4. Esta sección se basa en Arrow et ál. (2000).

5. Esta sección se escribió en colaboración con Bill Hyde.

6. En otros casos, las maderas muy finas pueden tener un valor en sí. El enfoque aquí es en los colonos, que son de hecho la causa de la deforestación. Además, los bosques “intactos” pueden albergar pueblos indígenas que viven de la caza y recolección, con un poco de agricultura. Inevitablemente, este tipo de uso del recurso natural (o estilo de vida) requiere de grandes extensiones de tierra per cápita, y sus habitantes suelen carecer de títulos formales de propiedad sobre el territorio que habitan.

7. Este modelo es una simplificación, pero la tierra es siempre heterogénea, y algunos terrenos “ubicados en el centro” pueden de hecho ser inferiores para los fines agrícolas (por su pendiente, deficiencia de nutrientes, suelo rocoso, drenaje pobre o inaccesibilidad). En un modelo más complejo, la protección de los derechos de propiedad forestales puede ser más barata o más cara que la correspondiente protección de los derechos sobre la tierra agrícola. Cultural y políticamente, parece más difícil defender los derechos de propiedad si la tierra no está siendo “utilizada” (p. ej., bosque natural). La tradición popular ampara a los colonos que trabajan la tierra (Binswanger 1991); los colonos del Amazonas adquirieron tanto derechos como subsidios tras el acto de deforestación.

# *La evolución de los derechos*

COMO HASTA LOS PARTIDARIOS más fervientes del mercado libre reconocen, algunas instituciones públicas son absolutamente necesarias, como las que gobiernan los mercados y la propiedad. El enfoque pigouviano de la mayoría de los economistas conlleva la comparación del estado “natural” o “intacto” (*laissez-faire*) de los mercados y la propiedad con el estado “óptimo” o “ideal” en relación con la propiedad y la responsabilidad. En contraste total con lo anterior, el pensamiento coasiano propone que no existe ninguno de los dos estados (Coase 1960). El estado natural es una extraña ficción; el estado actual de la economía, y de cualquier asignación particular de recursos, es el resultado de un largo desarrollo de los derechos de propiedad, que de ningún modo es natural. La intervención estatal, por otro lado, está lejos de ser óptima. La investigación sobre la escogencia pública demuestra cómo la formulación de políticas se ve influenciada por los intereses privados de quienes la diseñan.

La *propiedad* es la expresión formal de la relación entre los seres humanos y el medio ambiente natural (Bromley 1991). Algunos economistas argumentarían que el término *propiedad* es un constructo de la economía moderna, ya que muchas personas que viven cerca de la naturaleza consideran que los seres humanos “pertenecen a la tierra” o que su relación con ella es divina (p. ej., Hanna y Jentoft 1996). En la jerga moderna, la propiedad consiste de un paquete de derechos. Para analizar debidamente los distintos tipos de propiedad común o privada, se recomienda la siguiente tipología (Ostrom y Schlager 1996):

1. *Derecho al acceso*: el derecho de utilizar o disfrutar la propiedad por su utilidad directa.
2. *Derecho a la extracción*: el derecho a utilizar la propiedad de manera productiva para obtener una ganancia.
3. *Derecho de manejo*: el derecho de establecer y modificar las reglas de uso de la propiedad.
4. *Derecho de exclusión*: el derecho de excluir algunos de los usuarios y establecer reglas para el acceso a la propiedad.
5. *Derecho de alienación*: el derecho a vender, alquilar o heredar propiedad con los derechos 1-4.

---

Este capítulo se apoya en la excelente asistencia de investigación de John McClanahan.

Cualquiera de los anteriores derechos puede ser parcial. Por ejemplo, el derecho a heredar los derechos de usuario pero no a venderlos en el mercado es bastante común. Otros derechos pueden incluir mover, cambiar o adaptar, y hasta destruir o deshacerse de la propiedad<sup>1</sup>. Según Coase, estos derechos deben considerarse como “factores de producción”, porque determinan cuánta ganancia útil se podrá derivar de una propiedad (Coase 1960). Otros aspectos importantes de la tenencia son legales, culturales y psicológicos; por ejemplo, la satisfacción psicológica derivada de la tenencia (en contraposición a los derechos, más débiles, a la compensación), plasmada en el derecho a rehusarse a vender los derechos de propiedad (Rachlinsky y Jordan 1998).

Los paquetes de derechos difieren entre una sociedad y otra. Suelen evolucionar a través de la interacción de vecinos y ciudadanos que viven en circunstancias específicas. Se acostumbra dividir la ley en dos grupos amplios: derecho privado y derecho público. El *derecho privado* se refiere al antiguo (particularmente inglés) proceso legal de hacer y modificar la ley caso por caso. Dicha ley se hacía en las cortes, y bajo la doctrina del derecho natural los jueces se consideraban a sí mismos “descubridores de la ley” (la noción popular era que un derecho natural gobernaba el diseño de las buenas relaciones entre ciudadanos, y sus leyes podían descubrirse mediante la observación de casos individuales). El *derecho público* es el proceso más formal de creación de estatutos y constituciones a través de los cuerpos legislativos. Podría, en mayor o menor grado, considerarse como la expresión de la voluntad popular. El papel implícito del gobierno difiere mucho entre ambos sistemas. En el derecho público, la legislatura desempeña un papel dominante en la definición de derechos de propiedad, mientras que en el derecho privado las cortes desempeñan el papel principal.

Las interdependencias en el uso de propiedades adyacentes son frecuentes, porque estas comparten líneas divisorias y porque el ruido, los olores, la energía y los materiales fluyen fácilmente entre ellas. Sin importar la forma en la que se establezcan los límites y se asignen los derechos de propiedad, algunos tipos de derechos que los individuos ejercen dentro de los límites de su propiedad invariablemente infringen el ejercicio de los derechos de otros individuos en sus respectivas propiedades. Por ejemplo, el derecho de una persona a disparar un arma en cualquier dirección dentro de su propiedad limita el derecho de su vecino a disfrutar de un ambiente libre de balas en la suya. De manera similar, la elección de métodos agrícolas de una persona puede tener efectos considerables en la estética, calidad del aire y del agua y niveles de ruido que deben soportar sus vecinos. El derecho a una vista ininterrumpida está en conflicto con el derecho de construir edificios altos. El derecho de mover o destruir propiedad —por ejemplo, a retirar toda la tierra y convertir un campo en una cantera a cielo abierto— suele estar restringido. La definición de *derechos de propiedad* es cercana al concepto de *externalidad*, y el desarrollo de esos derechos en el tiempo se relaciona con la transición de propiedad común a privada. Este proceso se suele conocer como “encierro de los comunes”.

Los derechos de propiedad han evolucionado para incluir más tipos de derechos y propiedades. Un economista consideraría esta evolución como la respuesta a la necesidad humana de minimizar la incertidumbre y los costos de transacción, así como un reflejo del aumento en la escasez conforme la población crece en un espacio finito. La noción de “derechos de propiedad” puede haber nacido del comportamiento relacionado con nuestras posesiones inmediatas (alimentos, refugio, herramientas)<sup>2</sup>. Sin embargo, la his-

toria formal de los derechos de propiedad se relaciona con el desarrollo de los derechos de propiedad sobre la tierra. De este modo, la discusión de los derechos comienza por los terrenos privados, para luego pasar a derechos algo más complicados (agua, minerales y varias formas de recursos de uso común). Esta discusión provee un fundamento para entender las bases legales de los derechos a otros recursos ambientales, incluyendo de objetos menos tangibles, como la biodiversidad o el aire limpio.

## Propiedad real

Las variaciones en los paquetes de derechos aplicables a la propiedad de la tierra son mayores a las esperadas por quienes están acostumbrados a cualquier otro grupo de leyes. Ejemplo de ello son los derechos de las personas en las tierras de otras: los derechos a la minería, el agua y otros recursos siguen automáticamente a la tenencia de la tierra en algunos países, pero no así en otros. En Estados Unidos, ingresar sin autorización a una propiedad es sumamente ilegal y antisocial, mientras que en Suecia los individuos tienen derecho a caminar; recolectar flores, hongos y bayas silvestres; y acampar (una noche por vez) en bosques y otras tierras privadas (pero no en jardines o campos de cultivo). Más aún, estas actividades —y los derechos asociados de acceso y algunos derechos parciales de extracción— no solo se consideran legales sino normales. De manera similar, en muchos países en desarrollo los campos cosechados se utilizan como un recurso de propiedad común para el pastoreo.

Las diferencias en las leyes de propiedad están en función de la historia. Por ejemplo, la versión del derecho consuetudinario de la ley territorial nace de las relaciones feudales desarrolladas tras la invasión normanda de Inglaterra en el siglo XI. Conquistadores como Guillermo I prepararon el camino para un sistema jerárquico de derechos de propiedad. Los sajones, habitantes originales, debieron abandonar las tierras que luego fueron apropiadas por los reyes normandos y sus nobles. El rey otorgaba derechos de uso y ocupación a los nobles a cambio de su lealtad. Estos, a su vez, podían otorgar derechos menores sobre parcelas más pequeñas a inquilinos a cambio de algún tipo de pago, que podía consistir en la obligación de proveer armas o productos agrícolas al rey o lord, por ejemplo. En términos modernos, estos pagos eran un tipo de impuestos o rentas por el derecho a usar la tierra. El mundo feudal era una estructura jerárquica, con el rey en el ápice y muchos niveles de nobles e inquilinos más abajo.

Para los propósitos de esta discusión, el hecho central es que toda la tierra pertenecía a la realeza. Conforme se desarrolló la estructura feudal, fue inevitable que los nobles y sus inquilinos negociaran entre sí. Los nobles querían extraer de su tierra tanto trabajo, productos y servicios como fuera posible. Los inquilinos deseaban la mayor cantidad de derechos posibles, especialmente el derecho a heredar la tierra a sus hijos. Esta práctica condujo al proceso de herencia de la tierra y a un cierto grado de seguridad en la tenencia de la misma.

Poco a poco, el feudalismo abrió paso a un gobierno más democrático. Los gobiernos representativos tomaron del rey no solo el poder, sino también todo un sistema de gobierno, derechos de propiedad y leyes. Alrededor del 1500, ya se reconocían muchos

tipos de intereses en la tierra. La noción de que el derecho de otorgar propiedad pertenece al rey (o al gobierno que manda en la tierra) estaba muy extendida y puede ser ilustrada por un caso famoso en Estados Unidos, *Johnson vs. McIntosh* (8 Wheaton U.S. 543, 1823), donde una de las partes reclamó la propiedad de una parcela de tierra en Illinois en virtud de su compra, de una tribu indígena, antes de la Revolución. La otra parte reclamó la propiedad de la misma parcela con base en una concesión posterior del gobierno del país. La primera parte demandó basada en el hecho de que su título era anterior. El juez argumentó que el poder político dominante debe tener la autoridad máxima para gobernar sobre los títulos de propiedad de la tierra:

Puesto que el derecho de la sociedad a prescribir las reglas según las cuales la propiedad se adquiere y preserva no es, ni puede ser, cuestionado; puesto que debe reconocerse que el título sobre las tierras, especialmente, depende y debe depender enteramente de la ley de la nación en la cual reside, será necesario, al desarrollar esta investigación, examinar no solo los principios de la justicia abstracta... que regulan en gran medida los derechos de las naciones civilizadas... sino aquellos principios que nuestro propio gobierno ha adoptado en el caso particular y nos ha dado como la regla para nuestra decisión.

El juez dictaminó que el título otorgado por el gobierno era el válido, aunque fuera emitido después de la primera adquisición.

El caso *McIntosh* subraya un hecho importante: para que un sistema de propiedad funcione bien, requiere de certeza. Los inversionistas no invertirían su dinero en la construcción de áreas residenciales, en establecer sus negocios y explorar en busca de recursos naturales si no estuvieran más o menos seguros de que la ley hará cumplir los derechos de propiedad. El veredicto del caso *McIntosh* dependía más de cuál sería una institución práctica y apropiada para la sociedad que de lo que se podría considerar como "justo"; de acuerdo con muchas concepciones populares de la "justicia", el primer dueño debió haber ganado en virtud de sus derechos más antiguos. Este dilema aflige los países en transición de Europa del Este, particularmente Rusia, donde muchos derechos en conflicto a la misma tierra siguen sin resolverse. La incapacidad del gobierno de establecer apropiadamente un sistema de derechos y responsabilidades ha generado una incertidumbre perjudicial para los negocios. De algún modo, el gobierno debe actuar como el máximo propietario o, al menos, garantizar los derechos de propiedad.

Aun así, el grado de participación del gobierno y, por tanto, la medida de los derechos privados varían mucho entre países, como ilustra el ejemplo de ingresar sin autorización a una propiedad privada. Otra diferencia considerable se refiere a los derechos de un terrateniente al agua y los recursos subterráneos (como petróleo o minerales) de su propiedad. Algunas diferencias en las dinámicas económicas de México y Estados Unidos, por ejemplo, surgen de ideas históricamente divergentes acerca de los derechos sobre los recursos subterráneos (Meyer y Sherman 1979). En México, según la tradición colonial española, el estado retiene todos esos derechos (como hacía antes la corona española), lo cual no incentiva a los propietarios a la actividad minera. En Estados Unidos, los derechos de minería son parte de los derechos sobre la tierra, un elemento esencial para crear

una búsqueda dinámica de minerales y petróleo. En general, el sistema estadounidense de derechos de propiedad parece haber sido diseñado con el propósito de otorgar más derechos a los individuos que al gobierno. Se supone que dicho sistema fue creado como reacción a los sistemas demasiado centralizados de Europa, con sus vestigios feudales. Incluso hoy, esta distinción es una de las diferencias de fondo de la cultura y la política entre Estados Unidos y Europa.

Fuera de estas dos regiones, otras poseen estructuras gubernamentales y de la propiedad similares a las del feudalismo, especialmente en Japón y China. Los países que han sido colonizados suelen presentar capas de sistemas legales con distintas percepciones y definiciones de los derechos de propiedad. En el diseño de políticas, es crucial considerar la estructura de todos los tipos de derechos de propiedad, y en muchos países en desarrollo la propiedad común o comunal es particularmente importante. Las formas intermedias de propiedad, con derechos privados de uso pero donde la propiedad es de la comunidad local también son bastante comunes. En Etiopía, de hecho, muchas formas de propiedad tradicional de la tierra se estructuraron de esta manera (Alemu 1999).

En el norte de Etiopía ha predominado el sistema *rist* de tenencia de la tierra. Tradicionalmente, todos los habitantes de la aldea tenían derecho a mantener a su familia. Los individuos que abandonaran la aldea perdían temporalmente su derecho a usar los campos, pero podían reclamarlo a su regreso. Hoy en día esos derechos se han modificado. El consejo (conocido como "Derg") que tomó el poder en la revolución socialista de 1974 nacionalizó todas las tierras. Aunque el Derg colapsó en 1991, la nueva Constitución de Etiopía, que data de 1994, sigue afirmando que toda la tierra (y los recursos naturales) pertenece al estado. Sin embargo, el nuevo régimen ha fortalecido los derechos del usuario de la tierra, y en muchas áreas del país las viejas tradiciones dominan la vida diaria. Incluso los descendientes lejanos que pueden probar su linaje a los ancianos de la aldea pueden retornar y reclamar sus derechos sobre la tierra. Ya que algunas familias tienen muchos hijos y otras ninguno, lo cual torna desigual la propiedad promedio por familia, y ya que los aldeanos pueden reclamar sus derechos muchas generaciones después, hay una *reasignación territorial* periódica tradicional. Estas reasignaciones difieren de la noción moderna de derechos de propiedad individuales, y cabe esperar que el riesgo de la reasignación disminuya los incentivos a la inversión. Sin embargo, las reasignaciones resuelven el problema de combinar la equidad con los derechos hereditarios, y parecen haber sido comunes en muchos países africanos. Es sorprendente, pero los sistemas africanos de tenencia de la tierra no han afectado negativamente la productividad (Place y Hazell 1993, Migot-Adholla et ál. 1993)<sup>3</sup>.

El sistema de reasignación territorial repercutió de manera significativa durante el régimen de Derg (la llamada "era socialista"), cuando las reasignaciones eran frecuentes, brutales, y basadas en parte en la adhesión al partido gobernante. El sistema original no era ilógico, pero en un contexto histórico nuevo las reasignaciones, frecuentes y erráticas, crearon una inseguridad general en la tenencia. Ahora que la tecnología y las inversiones se han vuelto tan importantes en el financiamiento de la agricultura moderna y el aumento de la productividad, la ausencia de seguridad en la tenencia y, por tanto, de incentivos para la inversión, ha tenido un efecto importante en el crecimiento económico (Alemu 1999).

Las asociaciones campesinas están enredadas en una trampa aparentemente insoluble, porque son responsables de tareas contradictorias: manejar los recursos de uso común del



pueblo y asignar parcelas “individuales” tan equitativamente como sea posible. Agrava el problema el que los jóvenes quieren establecer sus propios hogares, y que muchos soldados desmovilizados y otros están retornando a sus aldeas. Como las parcelas individuales son pequeñas, resulta difícilísimo tomar las tierras de otros miembros de la comunidad, de modo que la asociación campesina se ve obligada a utilizar los recursos de uso común, que de hecho se privatizan (Kebede 2001).

En Papúa, Nueva Guinea, algunos ejemplos exitosos de los derechos comunales a la tierra impiden el libre acceso a ella. Las familias tienen derechos de cultivo individuales e indefinidos, pero el derecho de venta pertenece al clan. La experiencia con la privatización de la tierra ha sido negativa. En lugar de aclarar más los derechos, la privatización creó incertidumbre y confusión, porque los conceptos de tenencia privada de la tierra no están bien incorporados a la cultura local. Muchas tierras convertidas en propiedad privada fueron luego disputadas y, en muchos casos, volvieron a ser propiedad comunal (Panayotou 1993).

## Recursos de propiedad común

En la historia de los derechos de propiedad, cada vez son más los objetos y los atributos de objetos definidos como “propiedad”. Más allá del ámbito de las pertenencias personales (p. ej., alimento, vestimenta, herramientas y vivienda), de la tierra y los recursos minerales, existen los recursos del ecosistema, que incluyen las vías navegables, los bosques y los animales silvestres. El derecho romano denominó este tipo de propiedad *res communes* (“cosas en común”). En su estado natural, las *res communes* no pueden pertenecer a nadie. Se pensaba que pertenecían al “público” como un todo: “Por ley natural estas cosas son comunes a todos: aire, agua corriente, el mar y, en consecuencia, las costas del mar”. Este sentimiento se sigue expresando, en parte como oposición a un aspecto prevaleciente del desarrollo económico, el “encierro de los comunes”.

En Inglaterra, al igual que en otros lugares, los comunes eran las tierras menos productivas, que no justificaban los costos de transacción (incluyendo su drenaje y cercado) necesarios para la agricultura. Dichas tierras proveían importantes servicios ecológicos, recreativos y otros para todos; para los pobres, eran particularmente importantes como fuente de forraje y pastoreo para el ganado, leña, agua, pesca, y muchos usos adicionales. Con el aumento de la densidad poblacional y los cambios en la estructura social, la tecnología y otros factores, cada vez más comunes están siendo privatizados o “encerrados” (históricamente, los terrenos privados debían encerrarse con una cerca u otro tipo de barrera). Las batallas políticas sobre el encierro de los comunes duraron siglos en Inglaterra y a veces fueron violentas. Por un lado, se pueden considerar como un proceso de modernización que aumentó la productividad pero, por otro, pueden verse como una lucha en la cual los pobres trataron de proteger sus derechos al pastoreo frente a los deseos de expansión de la propiedad privada de los terratenientes.

Hoy en día, se dan peleas similares en todo el mundo —especialmente en los países pobres— y la distribución de la tierra entre los tipos de propiedad (p. ej., privada, estatal,

---

\* De los Institutos de Justiniano, citados por Wiel (1918), quien agrega “peces, animales silvestres y caza, la luz y el calor solar”.

propiedad común) es importante no solo para los ecosistemas como tales sino también para la distribución de la riqueza y el bienestar en la sociedad. Un estudio de 75 aldeas en la India encontró que entre 1950 y 1982 se había perdido entre el 30 y el 50% de las áreas de recursos de uso común. En 1950, 70 de esas 75 aldeas tenían reglas para el manejo de los recursos de uso común, pero en 1982 solamente 8 de ellas las seguían teniendo. De manera similar, mientras que 55 aldeas solían recolectar impuestos (formales o informales) para mantener los recursos de uso común, todas habían cesado la recolección para 1982 (Jodha 1992).

Por añadidura, nuevos “ítems”—la biodiversidad, las frecuencias de radio, los mares, las regiones árticas, el espacio exterior, la información genética y de otros tipos— se están convirtiendo en “objetos” de los derechos de propiedad de una manera cuya estructura nos recuerda el proceso de encierro de los comunes. Un ejemplo notorio es el “encierro” de los mares, implicado por la Tercera Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, en 1982. Un resultado principal de la conferencia fue la extensión de la zona económica exclusiva a 200 millas, lo cual implica la jurisdicción de los estados costeros sobre la pesca en estas áreas, así como la apropiación de la mayor parte del valor derivado de los océanos por los estados costeros del mundo.

Otro ejemplo pertinente proviene de la Compañía Monsanto, productora de insumos agrícolas. Puesto que Monsanto patenta el código genético de las semillas cuya genética modifica, los agricultores que las utilizan deben firmar un contrato que les prohíbe guardarlas (es decir, utilizar las semillas de los cultivos cosechados para sembrar otros). La siembra de semillas cosechadas es una práctica agrícola bien establecida y de hecho puede considerarse como el acto fundacional de la civilización humana. Sin embargo, hoy la biotecnología intenta prohibir dicha práctica.

Algunos ecologistas consideran esta y otras formas similares de encierro como la última barrera en la batalla, casi perdida, entre el ecosistema y la humanidad por un lado y el capitalismo por el otro. Otros adoptan el punto de vista opuesto, que la existencia de externalidades y la “tragedia de los comunes” dependen de la falta de definiciones apropiadas de los derechos de propiedad. Con una mejor tecnología —tanto legal como física (para el cercado, la supervisión, detección, comunicación y cumplimiento de la ley)—, se podrían definir derechos de propiedad más detallados y precisos que, según este enfoque, podrían no solo realzar la eficiencia sino también minimizar la cantidad de externalidades negativas y degradación de los recursos naturales. Incluso en las instancias en que esto es cierto, los pobres podrían estar en desventaja. Por definición, los pobres carecen de capital y tienen muy pocos bienes productivos. Por esta razón, el acceso a los comunes y hasta a áreas degradadas de libre acceso constituye una contribución significativa, incluso crucial, a su bienestar. Así, en algunas instancias, el encierro puede aumentar la productividad general a la vez que empobrece aún más a los sectores más pobres de la sociedad, que se beneficiaban de los recursos naturales del área en cuestión.

A pesar de que parece haber una tendencia histórica hacia el encierro, la propiedad común no es necesariamente un tipo inferior de propiedad. En muchos aspectos, un recurso de propiedad común (RPC) bien diseñado y funcional se parece a la propiedad privada (Ostrom y Schlager 1996, Murty 1994). Notablemente, los RPC implican la exclusión de intrusos y por lo tanto podrían evitar la “tragedia del libre acceso”<sup>4</sup>. En algunos contextos ecológicos y sociales (cuando el costo de proteger la propiedad privada es elevado o los rendimientos son

bajos o muy variables), un RPC puede simplemente tener costos de transacción más bajos, entre otros, y así ser más eficiente que la propiedad privada. Si se siguen desarrollando mecanismos flexibles y bien ajustados para tomar decisiones de asignación de recursos, los RPC pueden continuar desempeñando un papel importante en el futuro.

## Ley de aguas

El agua es el recurso ecosistémico que, después de la tierra, probablemente tiene la legislación más desarrollada. También posee muchos atributos que nos ayudan a comprender los derechos de propiedad para otros ecosistemas, como la movilidad, variabilidad e impredecibilidad.

Dos doctrinas fundamentales en la ley de aguas son la doctrina riparia y la de apropiación previa. La doctrina riparia, la más común entre los dos conceptos, se desarrolló en Europa y nace del derecho romano (Teclaff 1985)<sup>5</sup>, cuya influencia es especialmente clara en el Código Napoleónico francés. La esencia de la doctrina riparia de aguas es que el derecho al uso del agua depende del acceso a la misma mediante la propiedad de tierra adyacente. El dueño de la propiedad adyacente a un río o arroyo tiene ciertos derechos a ese cauce de agua por virtud de su propiedad de la tierra. La irrigación, una preocupación principal en el desarrollo de la ley francesa, se incorpora al concepto ripario:

Aquel cuya propiedad colinda con una corriente de agua puede servirse de ella en su pasaje para regar su propiedad. Aquel por cuya propiedad atraviesa dicha agua puede utilizarla en el espacio que este atraviesa, con la condición de retornarla, a su salida de su propiedad, a su curso ordinario.

(Wiel 1918, 258)

El principio de extender la propiedad de la tierra a los ecosistemas u objetos geofísicos adyacentes surge también en la asignación de derechos minerales y la apropiación de los mares por las naciones costeras. Uno de los primeros jueces de la Corte Suprema de Justicia de los Estados Unidos se inspiró en el sistema de legislación civil (especialmente el Código Napoleónico) para desarrollar la doctrina riparia moderna de ese país (Wiel 1918, 245-247).

La doctrina de apropiación previa surgió a mediados del siglo XIX y alcanzó su máximo desarrollo en Estados Unidos, sobre todo en el Oeste. Esta doctrina otorga los primeros derechos al primer usuario en el tiempo; en otras palabras, protege a la primera persona en usar una corriente de agua de apropiaciones futuras: el primero en utilizar el agua con un fin útil tiene un derecho superior al de usuarios posteriores<sup>6</sup>. Los usuarios subsiguientes pueden aprovechar el agua solo en tanto no impidan el uso de quienes adquirieron derechos previos. La doctrina establece un sistema de prioridades donde los primeros apropiadores pueden “reclamar” para sí el río en tiempos de sequía para impedir la apropiación de usuarios posteriores del agua hasta que los primeros usuarios hayan recibido su porción completa de la misma. A diferencia de la doctrina riparia, no

es necesario tener propiedades adyacentes al agua para obtener un derecho sobre ella. Lo único que se necesita es ser *el primero en darle un uso provechoso*.

Otra categoría de derechos es el derecho de los gobiernos estatales. Muchos estados declaran, a menudo en sus constituciones, que toda el agua dentro de sus fronteras es propiedad del estado. El estado puede asignar derechos al agua a través de un sistema administrativo normalmente dividido en cuencas. En los Estados Unidos, por ejemplo, una persona que quiere utilizar el agua envía una solicitud a la agencia apropiada, especificando la fuente, método de diversión y destino del agua. Normalmente, no hay que pagar por el agua o los cargos son muy bajos. El derecho al agua propiamente no comienza hasta que el agua se desvía y comienza su aprovechamiento, ligándolo con el concepto de apropiación. Una vez reconocido el derecho al agua, el estado extiende un título para una cierta cantidad de agua, para un propósito específico, como la irrigación, por ejemplo. La calidad del derecho al agua depende de la fecha de prioridad (es decir, la fecha del primer aprovechamiento o la fecha de la solicitud). En los meses de sequía, podría ocurrir que algunos propietarios no reciban agua del todo, porque los usuarios con títulos más antiguos sobre el agua tienen derecho a tomar agua primero. Un ingeniero cerrará la compuerta de la planta abastecedora de agua (excepto del agua potable) para suplir primero a los propietarios más antiguos. Es quizás típico que este sistema de apropiación previa se desarrolló en una región donde el agua es (o era en ese momento) mucho más escasa o valiosa que la tierra. No había terratenientes tradicionales y poderosos que defendieran los derechos de tipo ripario.

La ley de aguas española ha tenido varias influencias y muestra el juego entre las distintas doctrinas. Una de las leyes más antiguas, del siglo VII, el *Fuero Juzgo*, tenía elementos del derecho hispano-romano y germánico. El énfasis estaba en la naturaleza común y el usufructo del agua, no en su naturaleza privada: “Nadie obstruirá una corriente de importancia para su propio interés privado y en contra de los intereses de de la comunidad; es decir, una donde entren el salmón y otros peces de mar, o donde se puedan echar las redes, o los barcos puedan navegar con propósitos comerciales” (*Código Visigótico del Agua*, Ley 29 del Libro 8, Título 4, citado por Wiel 1918).

Más adelante, el reinado morisco (principios del 700 hasta 1492) transmitió la práctica del manejo comunal, sobre todo en Valencia. El Tribunal de Aguas tenía elementos considerables de manejo de RPC, y la tierra no se solía vender sin los derechos correspondientes al agua (Ostrom 1990; ver también Capítulo 26). Para el siglo XIII, el derecho romano volvió a cobrar importancia cuando reyes castellanos como Alfonso X trataron de centralizar la ley de agua para poder otorgar los derechos sobre el agua y la propiedad de los canales a los dueños de la tierra. El dilema consistía en que para que el agua fuese común era necesario otorgar derechos para atravesar tierras privadas con canales y tuberías, pero también hacía posible una mayor irrigación.

El derecho romano fue codificado alrededor de 1260 estableciendo una vez más que el agua era *res communes*, no susceptible a ser objeto de propiedad privada. Todos los ríos eran de propiedad pública, con la excepción de que los sistemas feudales influyeron en el derecho español, otorgando los derechos de propiedad a los reyes y nobles. El efecto fue moderado por las comunidades y pueblos, que protegían las fuentes de agua para sus miembros. El conflicto entre principios legales y grupos de usuarios continuó a lo largo de los siglos.

La influencia feudal se minimizó gradualmente y, en 1831, se declaró que los ríos que siguen su curso hasta el mar “no pueden ser propiedad privada” (citado por Dobkins 1959, 78-79). Esta declaración era necesaria en parte dada la importancia de la navegación. Sin embargo, para los ríos no navegables, se liberalizaron los derechos de irrigación.

A nadie sorprende que el derecho español y el francés influenciaron las leyes de sus respectivas colonias, especialmente en las Américas. El sistema de control total fue el aspecto que se transmitió más fácilmente.

## Lecciones para las externalidades ambientales y los comunes

El concepto ripario se basa en los derechos de propiedad (sobre la tierra) y tiene algo del enfoque ecosistémico, también, mientras que la apropiación previa enfatiza el aprovechamiento. Una forma de pensar sobre nuevos derechos a varios recursos ambientales y ecosistémicos es por extrapolación de los ejemplos de la tierra y el agua. En esta sección, comentaré brevemente algunos casos relacionados con la contaminación atmosférica, el ruido, molestias y riesgos, así como la propiedad sin reclamar, como algunas playas, zonas pesqueras poco profundas y el bosque virgen.

Si un individuo o empresa pueden adquirir derechos sobre el agua por apropiación previa, se podría argumentar entonces que una fábrica que ha estado emitiendo humo abiertamente durante varios años, con propósitos productivos, debería tener derechos a la capacidad asimiladora de la atmósfera, de acuerdo con el principio de apropiación previa. Algunos consideran que este argumento apoya la asignación de permisos de emisión con criterios históricos (*grandfathering*).

A menudo, las cortes perciben que su deber consiste en balancear los principios legales y, al hacerlo, pueden referirse a qué significa “uso razonable” o cuál arreglo aporta el mayor beneficio a la sociedad. Estos conceptos se ilustran por la erosión del concepto de “inquietud en la posesión” o “ingreso ilegal”. Por ejemplo, en el caso de *Hay vs. Cohoes Co.*, Hay utilizó dinamita para construir un canal; como consecuencia de ello, las rocas volaron hacia la propiedad adyacente. La Corte de Apelaciones (Nueva York, 1848) decidió que “un hombre puede llevar a cabo la actividad que desee dentro de sus premisas, pero no puede causar una inquietud en la posesión del propietario vecino, *incluso para propósitos de empresas legales*”. En aquel momento, prevaleció el derecho del vecino a un ambiente seguro. Sin embargo, algunas décadas después, en *Booth vs. Rome, Watertown & Ogdansburg Terminal Railroad* (1893), prevaleció el derecho del dinamitador. Aunque la casa del demandante había sido alcanzada por las piedras, la Corte de Apelaciones de Nueva York decidió que no había culpa si las explosiones se llevaban a cabo con el “cuidado razonable”. La Corte incorporó explícitamente una consideración utilitaria: una ciudad no podría construir sin utilizar dinamita (Green 1997).

De acuerdo con la tradición coasiana, las externalidades que el contaminador impone a la víctima y los costos que esta impone al contaminador son completamente simétricos (Coase 1960). En el caso de *Sturges vs. Bridgman*, por ejemplo, un confitero lleva más de 60 años preparando dulces en la misma localidad. Un médico ubica su

consultorio al lado del confitero, y descubre que el sonido producido por los golpes del mortero de su vecino no le permiten utilizar el estetoscopio e impiden su capacidad de pensar. Aunque el doctor es el recién llegado y por tanto es razonable esperar que supiera que sería vecino de un confitero, gana la demanda y el confitero debe cesar en su empresa.

En algunos casos, las externalidades son completamente simétricas (p. ej., en la congestión, el sobrepasotreo y la sobreexplotación pesquera). Muchos observadores podrían argumentar que hay una unidireccionalidad en el caso de *Sturges v. Bridgman*; después de todo, solo el confitero hace ruido. Sin embargo, un “silencio impuesto” crea tanta externalidad como el ruido: o el confitero trabaja y el doctor no puede, o el doctor trabaja y el confitero no puede (Coase 1960). Podemos seguir encontrando extraño este veredicto, porque el confitero gozaba de un derecho previo, pero la corte obedeció a lo que percibía como la utilidad social máxima.

Coase subraya que el análisis marginal puede llevarnos a la conclusión errónea. Una función agregada de las ganancias para el confitero y el médico podría ser no convexa y tener varios puntos máximos. Un poco más de ruido podría aumentar las ganancias del confitero sin afectar más al doctor, quien de por sí no puede trabajar del todo por culpa del ruido. El óptimo social absoluto podría ser la ausencia de ruido y confitero. Así, se requiere tanto el análisis total como el marginal. Además, si no hubiera costos de transacción o efectos sobre la salud debido a la reasignación de derechos, el resultado sería el mismo que si el médico le hubiera pagado al confitero por hacer silencio o si este le hubiera pagado al médico como compensación por el ruido. Sin embargo, si hay costos de transacción, los resultados podrían ser diferentes. Coase cree que, en estos casos, la sociedad debe asignar los derechos de modo que se alcance la máxima utilidad social; la asignación de una propiedad con el fin de maximizar la utilidad social dependería de los detalles de cada caso particular<sup>7</sup>. En las sociedades tradicionales (poco pobladas y con muchos recursos), los derechos definidos formalmente son relativamente pocos; en las sociedades modernas, cada vez se definen estrechamente más derechos sobre los recursos. Las instituciones relativas a la propiedad han evolucionado de forma más o menos proporcional a la renta de escasez involucrada. La explotación de recursos naturales puede verse como una carrera por los derechos de propiedad, de manera similar a la gran migración estadounidense hacia el oeste en los 1800, la fiebre del oro californiana a mediados de los 1800, o la actual colonización del Amazonas y otros ecosistemas del mundo en desarrollo.

Cuando chocan los conceptos de derechos de propiedad —en particular, cuando los conceptos codificados modernos toman el lugar ocupado por los sistemas de usufructo, más informales y arraigados en la cultura— el resultado puede ser una incertidumbre que conduce al abuso derrochador de los recursos y, en muchos casos, a soluciones que los usuarios originales perciben como injustas. Por ejemplo en la sociedad tradicional de la isla de Mafia (cerca de Zanzíbar), los derechos de propiedad no se definen con respecto a la tierra (conocida como “trapo de coral” por su baja productividad) sino a los bancos pesqueros y los cocoteros, que son valiosos y pertenecen a quien los haya plantado. Cuando los hoteles quieren comprar agua, tierra, derechos a la playa, etc., las negociaciones tienden a ser desiguales; a menudo los dueños de los hoteles han logrado “títulos” que los residentes locales no entienden o respetan (ver Capítulo 31)<sup>8</sup>.

Muchos estados-nación han decidido nacionalizar la propiedad de algunos ecosistemas —convirtiendo las tierras en propiedad del gobierno en lugar de recursos de uso común—, supuestamente para proteger los recursos de la degradación. Las consecuencias suelen llegar pronto y ser severas, como en las colinas centrales de Nepal, donde la nacionalización de los bosques en 1957 condujo rápidamente a la deforestación, pues los pobladores ya no se sentían propietarios o beneficiarios del bosque. Durante las últimas décadas, el manejo de los bosques ha retornado a manos de las comunidades, y la reforestación ha sido relativamente rápida.

A pesar de que el gobierno desempeña un papel vital como el máximo garante de los derechos de propiedad per se, a menudo ha fracasado catastróficamente como propietario directo y gestor de los recursos naturales, en parte debido a factores generales del fracaso de las políticas. Varios factores sugieren por qué los gobiernos no logran convertir la propiedad en control y manejo efectivos (Panayotou y Ashton 1992):

- el enorme tamaño de las áreas nacionalizadas (en muchos países, más de la mitad del área total);
- rapidez de la transferencia de control local a control nacional;
- incapacidad de reconocer y respetar los derechos tradicionales;
- presupuesto y capacidad administrativa limitados para manejar los recursos naturales;
- creciente presión poblacional; y
- el desarrollo rural no logra generar fuentes alternativas de empleo.

Por el lado contrario, se afirma a veces que todos los problemas ambientales se resolverían si los derechos de propiedad relevantes para todas las partes (incluyendo vías navegables, la atmósfera y varios atributos de la tierra, como biodiversidad, minerales, agua, frecuencias radiofónicas y espacio aéreo) fueran asignados por separado y de forma privada. Tan pronto se crea una externalidad entre dos derechos —el derecho de una persona de construir un segundo piso en su casa y el derecho de su vecino de disfrutar de una vista sin obstáculos— se pueden crear nuevos “derechos” a vistas o alturas para eliminar la externalidad convirtiéndola en una transacción de mercado.

La asignación privada de derechos de propiedad sobre los recursos naturales puede ser útil en algunas instancias, pero no siempre provee las soluciones apropiadas. Cuanto más se dividen los derechos, más bordes existen entre ellos y mayor es la probabilidad de generar externalidades nuevas, porque las externalidades son esencialmente conexiones físicas entre los atributos de las distintas propiedades. Este es sobre todo el caso cuando las funciones de producción subyacentes son fuertemente no-lineales, como cuando hay efectos sinérgicos fuertes en el ambiente. Por ejemplo, asignar responsabilidades o derechos se dificulta cada vez más en un contexto donde los riesgos son causados por el efecto conjunto de la contaminación proveniente de varias entidades separadas aunque cercanas.

A veces, es preferible asignar (o mantener) algún tipo de derechos de propiedad colectivos. Otro aspecto de la privatización que es importante para el bienestar es que los pobres no tienen muchas veces más propiedad que los recursos de propiedad común o las propiedades de libre acceso. Desde esta perspectiva, la privatización o encierro equivale a despojar a los pobres de sus derechos y podrá exacerbar su pobreza y, por lo tanto, suscitar una oposición

violenta. Uno de los desafíos de los economistas ambientales consiste en diseñar sistemas para los derechos de propiedad que maximicen el bienestar (tomando en cuenta los costos de las externalidades y el sobrepastoreo que resultan cuando la exclusión es ineficaz, así como los aspectos distribucionales y culturales). Durante el último par de décadas, los países han comenzado a acercarse para crear mecanismos que construyan un gobierno internacional de los recursos comunes globales (como los protocolos de Kyoto y Montreal, donde la distribución de los costos es un punto especialmente delicado; ver Capítulo 10).

### Lectura adicional

Baca 1993  
Cohen 1954  
Oxman 1997  
Pigou 1932  
Platteau 2000  
Stone 1995  
Toulmin y Quan 2000  
Wolf 2001

### Notas

1. Utilizando la misma notación (Ostrom y Schlager 1996), los pescadores de salmón y arenque de Alaska son “usuarios autorizados”, con los derechos 1 y 2, porque pueden pescar solo con el permiso de una comisión.

2. Compárese esta conducta con la de un zorro o un lobo que defienden su “propiedad”: la intensidad de la agresión está en función de qué tan cerca se encuentran del centro de su territorio (Lorenz 1966).

3. Agradezco a Hans Binswanger nuestras discusiones sobre este punto.

4. Aquí parafraseo la famosa (pero algo errónea) “tragedia de los comunes” de Garrett Hardin, porque los comunes pueden estar bien manejados, mientras que las áreas de libre acceso no.

5. Esta sección se basa en Wiel (1914, 1918) y Dobkins (1959).

6. El concepto de aprovechamiento o uso útil parece nacer de un sentimiento arraigado de que los propietarios deben utilizar su propiedad para defender sus derechos. Podría aplicar incluso a formas seguras de propiedad, como una casa: en algunas sociedades (como la inglesa), si una casa es abandonada y resulta objeto de una ocupación ilegal, el dueño podría perder algunos derechos sobre ella. Un ejemplo perverso del aprovechamiento tuvo lugar en el Amazonas, donde la tala de árboles era un criterio de aprovechamiento y la deforestación se convirtió en un camino para conseguir títulos de propiedad (ver Capítulo 26).

7. Los derechos de propiedad abarcan también aspectos culturales y psicológicos. Por ejemplo, en *Boomer vs. Atlantic Cement*, se otorgo a ocho propietarios compensación, pero no requerimiento legal (no derechos de “propiedad”, es decir, el derecho de frenar la contaminación de la planta). A pesar de la compensación, los demandantes siguieron litigando. Una análisis coasiano sería que solo estaban tratando de mejorar su posición negociadora para recibir más compensación aún; sin embargo, el análisis moderno concluye que hay un cierto apego psicológico a la propiedad, lo cual cuestiona un elemento central del pensamiento coasiano (Rachlinski y Jordan 1998).

8. No podemos abordar aquí la diversidad de leyes, costumbres y actitudes con respecto a los ecosistemas en diferentes países, pero muchas civilizaciones no occidentales han interpretado su relación con la naturaleza en términos divinos más que económicos, legales o materiales. En la literatura religiosa de la antigua India (vedas, upanishads, smirti y dharmas), por ejemplo, el sol, el aire, el agua, la tierra y los bosques se personifican en dioses y diosas.



## PARTE II

# *Reseña de los instrumentos de política*

**E**N ESTA SECCIÓN, SE PRESENTAN LAS CATEGORÍAS principales de instrumentos de política utilizados para los recursos naturales y el medio ambiente, así como breves descripciones de cómo funciona cada instrumento. El propósito es ofrecer los antecedentes y el contexto para los capítulos acerca de criterios y selección de políticas presentados en la Parte III.

La política no funciona en un vacío; depende mucho del ambiente político general. Si la economía no es competitiva y las burocracias no son honradas, bien informadas y financiadas como para cumplir con sus responsabilidades, entonces ningún instrumento funcionará a la perfección, aunque algunos lo hagan mejor que otros.

La información cumple un papel especial en la formulación de políticas y, de hecho, la provisión de información se considera como un instrumento por derecho propio. En un nivel general, todas las políticas dependen de la información; esto es, los formuladores de políticas deben entender la tecnología y ecología de los aspectos por considerar. Antes de que se conociera el efecto de los clorofluorocarbonos (CFC) sobre la capa de ozono, por ejemplo, no existía una política para regularlos. Se podría haber formulado una política general basada en el principio precautorio, pero antes de que se sospechen las conexiones científicas las restricciones severas se suelen considerar demasiado prudentes.

Gran parte de la discusión acerca de los instrumentos de política se conduce como si solo existieran dos tipos de instrumentos: estándares e impuestos; sin embargo, existen muchos más, con variadas características. A menudo los instrumentos de política se clasifican como “de mercado” frente a “comando y control”, pero esta clasificación resulta pobre. Los mercados involucran precios y cantidades, las regulaciones suelen estar respaldadas por sanciones económicas y hasta la teoría económica sugiere que los instrumentos cuantitativos, como los estándares, las metas de emisión o los permisos pueden ser óptimos en muchos casos.

Algunos politólogos insisten en que hay solamente tres categorías básicas de instrumentos de política, apodadas “zanahorias, palos y sermones” para simbolizar los incenti-

**Cuadro II-1. Clasificación de los instrumentos en la matriz de políticas**

<i>Utilizando mercados</i>	<i>Creando mercados</i>	<i>Regulaciones ambientales</i>	<i>Involucrando al público</i>
Reducción de subsidios	Derechos de propiedad y descentralización	Estándares	Participación pública
Impuestos y cargas ambientales	Permisos y derechos transables	Prohibiciones	Revelación de información
Cargas del usuario	Sistemas internacionales de contrapesos	Permisos y cuotas	
Sistemas de depósito-reembolso		Zonificación	
Subsidios específicos		Responsabilidad	

*Fuente:* adaptado de World Bank (1997).

vos económicos, los instrumentos legales y los de información, respectivamente (Bemelmans-Videc et ál. 1998). Esta clasificación se puede diferenciar aún más, en categorías físicas, organizacionales, legales, económicas e informativas (Lundqvist 2000). Ninguna taxonomía es preferible en sí, pero cada una puede ser útil en distintos contextos.

Se han propuesto muchas matrices de políticas como principios de organización para la recolección y comparación sistemática de la experiencia con políticas. Una tipología útil (basada en el Banco Mundial, World Bank 1997) para organizar la gran diversidad de experiencias en el campo se presenta en los Cuadros II-1 y II-2. Los instrumentos se dividen en cuatro categorías: utilizando mercados, creando mercados, regulaciones ambientales e involucrando al público. Los distintos tipos de instrumentos presentados son aplicables al área de manejo de recursos naturales (agua, pesquerías, tierras, bosques, agricultura, biodiversidad y minerales) o de control de la contaminación (aire, agua, y desechos sólidos o peligrosos).

La primera categoría de instrumentos, “utilizando mercados”, incluye la reducción de subsidios; cargas ambientales sobre las emisiones, insumos o productos; cargas del usuario (impuestos o tarifas) (Capítulo 8), bonos de desempeño, sistemas de depósito-reembolso y subsidios específicos. Incluye también instrumentos como los pagos reembolsables por emisiones y los créditos subsidiados (ver Capítulo 9).

La siguiente categoría de instrumentos, “creando mercados”, consiste de mecanismos para delinear derechos. El más fundamental de ellos tiene una relevancia particular en las economías en transición o desarrollo: la creación de derechos de propiedad privada a la tierra y otros recursos naturales. Un mecanismo relevante en el nivel local es el manejo de recursos de propiedad común. Los permisos de emisión y de captura (pesca) son tipos especiales de derechos de propiedad en el manejo del medio ambiente o los recursos naturales (Capítulo 7). En el contexto internacional, dichos mecanismos se conocen como “sistemas internacionales de contrapesos”.

La categoría “regulaciones ambientales” incluye estándares, prohibiciones, permisos (no transables) y cuotas, así como las regulaciones que conciernen a la extensión espacial

**Cuadro II-2. La matriz de políticas: instrumentos y ejemplos de su aplicación**

<i>Instrumento de política</i>	<i>Manejo de recursos naturales</i>	<i>Control de la contaminación</i>
	<i>Agua, pesquerías, agricultura, silvicultura, minerales y biodiversidad</i>	<i>Contaminación aérea, contaminación del agua, desechos sólidos y desechos peligrosos</i>
Provisión directa (6)	Provisión de parques (31)	Manejo de desechos (27)
Regulación detallada (6)	Zonificación (29, 31) Regulación de la pesca (p. ej., vedas y equipo) (28) Prohibición del comercio de marfil para proteger la biodiversidad (31)	Convertidores catalíticos, regulaciones del tráfico, etc. (22) Prohibición de sustancias químicas (24)
Regulación flexible (6)	Estándares de calidad del agua (26)	Calidad del combustible (22) CAFÉ (22)
Cuotas o derechos transables (7)	cuotas de pesca individualmente transables (28) Derechos transferibles para el desarrollo de terrenos, silvicultura o agricultura	Permisos de emisión (24)
Impuestos, cuotas o cargas (8)	Tarifas de agua (26) Tarifas de parques (31) Licencias de pesca (28) Valor en pie de los árboles (30)	Cuotas por desechos (27) Impuestos al ruedo (3, 20) Impuestos a la gasolina (21) Tarifas por contaminación industrial (24)
Subsidios y reducción de subsidios (9)	Agua (26) Pesquerías (28) Subsidios agrícolas reducidos (29)	Impuestos energéticos (24) Subsidios energéticos reducidos (24)
Esquemas de depósito-reembolso (9)	Depósitos de reforestación o bonos por desempeño en silvicultura (30)	Manejo de desechos (27) Azufre, vehículos usados (13) Inspección vehicular (22)
Pago reembolsable por emisiones (9)		Mitigación de NO <sub>x</sub> en Suecia (24)
Creación de derechos de propiedad (10)	Parques nacionales privados (31) Derechos de propiedad y reforestación (30)	
Recursos de propiedad común (10)	Manejo de RPC (28, 30, 31)	
Mecanismos legales, responsabilidad (10)	Bonos de responsabilidad por minería o desechos peligrosos (24)	
Acuerdos voluntarios (10)	Productos forestales (30)	Sustancias químicas tóxicas (6, 24)
Provisión de información, etiquetado (10)	Etiquetado de alimentos, productos forestales (24, 30)	PROPER y otros esquemas de etiquetado (24, 25, 27)
Tratados internacionales (10)	Tratados internacionales para la protección de la capa de ozono, los mares, el clima, etc. (10, 12)	
Políticas macroeconómicas (10)	Efectos ambientales de las reformas de políticas y la política económica en general (2)	

*Notas:* los números entre paréntesis indican los capítulos correspondientes en este libro. Las columnas se han "colapsado" para ahorrar espacio. Los números de los capítulos en la primera columna indican dónde se ofrece una explicación general; los demás números de capítulos refieren a ejemplos empíricos. Algunos ejemplos carecen de número de capítulo porque no se discuten a profundidad. Estos y otros ejemplos nuevos de instrumentos de política se pueden encontrar en dos sitios Web del Banco Mundial: Environmental Economics and Indicators (<http://www.worldbank.org/environmentaleconomics>) y New Ideas in Pollution Regulation (<http://www.worldbank.org/nipr.commun.htm>).

o temporal de cierta actividad (zonificación) (ver Capítulo 6). Las licencias y las reglas acerca de la responsabilidad también pertenecen a esta categoría, y la conectan a una gran área de la legislación y la política del cumplimiento de la ley. Instrumentos como los bonos de responsabilidad y desempeño y (más generalmente) las políticas y penalizaciones relacionadas con el cumplimiento pertenecen al arsenal de instrumentos de esta categoría.

La última categoría, “involucrando al público”, incluye mecanismos como la revelación de la información, el etiquetado y la participación de la comunidad en el manejo del ambiente o los recursos naturales (Capítulo 10). El diálogo y la colaboración entre la agencia de protección ambiental, el público y los contaminadores pueden conducir a acuerdos voluntarios, que en fechas recientes se han convertido en un instrumento popular.

Cuatro mecanismos están ausentes del Cuadro II-1, aunque son de potencial importancia en varios contextos: la provisión directa de servicios ambientales (como la gestión municipal de los desechos); los acuerdos internacionales (que solo constituyen políticas en el nivel multinacional); la auditoría y certificación ambientales, que son instrumentos utilizados principalmente en el nivel de empresa (a menudo junto al etiquetado y la provisión de información); y las políticas macro en general (todas las políticas fiscales, monetarias y comerciales tienen implicaciones para la economía como un todo y, por tanto, para el medio ambiente).

Dada la enorme cantidad de información disponible, las matrices de políticas pueden tornarse inmanejables. El Cuadro II-2 es un ejemplo simplificado de una matriz que ilustra el enfoque de matriz de políticas y al mismo tiempo ofrece un “mapa” de este libro, porque lista la mayoría de los instrumentos discutidos aquí. El Capítulo 11 concluye con algunas comparaciones y reflexiones acerca de las diferencias nacionales en la selección de políticas.

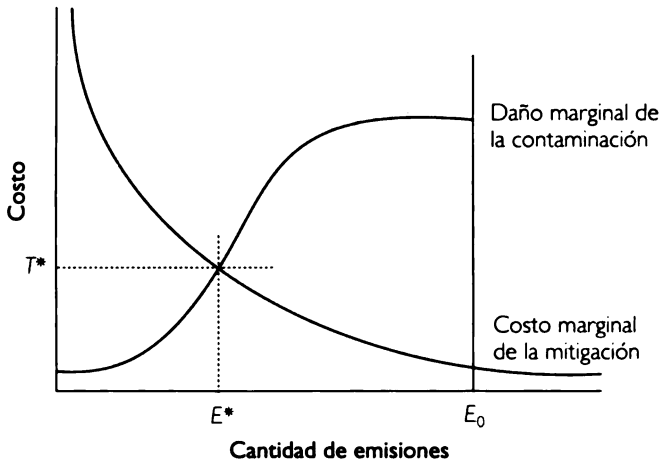
# *Regulaciones directas del ambiente*

**E**STE CAPÍTULO COMIENZA CON una breve sección sobre cómo juzgar cuán óptimo es un instrumento de política. Luego, veremos tres tipos diferentes de instrumentos físicos: provisión directa de bienes públicos por el estado, regulación directa de la tecnología y regulación de la actividad. Aunque en ocasiones las últimas dos categorías se ubican dentro del mismo grupo, difieren notablemente en la libertad que le brindan a las empresas individuales.

### Optimalidad e instrumentos de política

La situación de un formulador de políticas se ilustra con ayuda de la Figura 6-1, en la cual se muestran los resultados de dos políticas orientadas a reducir la cantidad de emisiones contaminantes desde el nivel que tienen en el momento de la elaboración de la política  $E_0$ , hasta un nivel óptimo  $E^*$ . Las dos políticas buscan el mismo objetivo, pero mientras una pretende lograrlo a través de la modificación de las cantidades (política tipo cantidad) la otra lo busca a través del precio (política tipo precio), mediante un impuesto  $T^*$ . El costo marginal de la mitigación (es decir, el costo extra en el que se incurre para alcanzar un nivel menor de contaminación) se deriva fundamentalmente del costo de los métodos no contaminantes (limpios) de producción. En este modelo simple, ambas políticas arrojan el mismo resultado. En la realidad, el decisor puede escoger entre más instrumentos, pero hay un menor nivel de certidumbre sobre los efectos de cada uno de ellos.

Los instrumentos de política se usan principalmente para corregir fallas institucionales y del mercado, tales como las externalidades. En la Figura 2-3 (Capítulo 2), se supone que las tasas de contaminación son fijas y, por lo tanto, se pueden limitar las cantidades emitidas al nivel  $E^*$  solamente limitando la producción a la cantidad  $Q^*$ . Este objetivo puede lograrse de dos maneras: reduciendo las emisiones restringiendo las cantidades



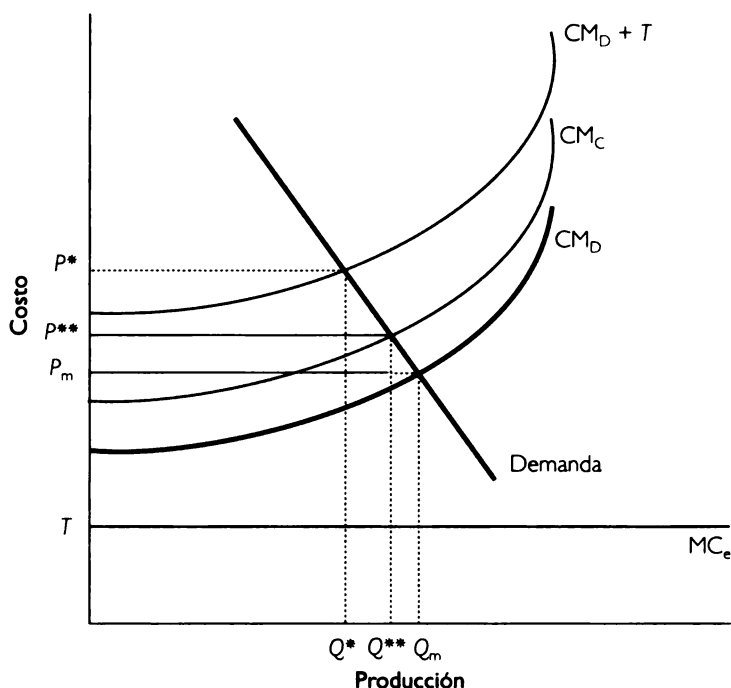
**Figura 6-1. Reducción óptima de las emisiones**

*Nota:*  $T^*$  = impuesto o tarifa óptima;  $E^*$  = nivel óptimo de emisiones;  $E_0$  = emisiones actuales o iniciales.

producidas, o interiorizando la externalidad con el uso de un impuesto pigouviano ( $T$ ), cuyo monto equivale al costo marginal del daño ambiental ocasionado por la producción contaminadora (sucia) ( $CM_c$ ). Si suponemos que el factor de emisiones es fijo, entonces un impuesto a las emisiones puede sustituirse por un impuesto a la cantidad producida. No obstante, ese supuesto es muy restrictivo, dado que generalmente las cantidades emitidas no son proporcionales a las producidas. Muchos problemas de contaminación se resuelven no por la vía de reducir la producción sino por la mitigación, y una función primordial de los instrumentos de política es promover los esfuerzos de mitigación.

El modelo simple que hemos usado no es el adecuado para analizar la mitigación; para ello, debemos contar con un modelo que permita introducir la posibilidad de usar métodos de producción más limpios, como el de la Figura 6-2. Si hay dos maneras de producir, una sucia con un costo marginal  $CM_s$ , y otra completamente limpia cuyo costo marginal es  $CM_c$  y si  $CM_c < T + CM_s$ , entonces el precio del producto no subirá hasta  $P^*$  sino solamente hasta  $P^{**}$  y la reducción en la producción también será menor (ver Capítulo 14). Lo que más influye en el precio es la adopción de la tecnología limpia, la cual también podría tener efectos externos menores y conducir por lo tanto a pagos residuales de impuestos, pero en aras de la claridad de la exposición ignoraremos esta posibilidad.

Esta sección del libro se dedica a describir la función de los instrumentos de política. El estándar frente al cual se comparan los instrumentos es la maximización del bienestar. El Recuadro 6-1 ilustra el más simple de los casos: un contaminante tipo flujo (por lo cual no hay acumulación ni se necesita hacer consideraciones intertemporales) y una sola función de daño —lo cual implica que hay un solo contaminante y que existe una “mezcla perfecta” (es decir, no se toma en consideración la dimensión espacial). En el Recuadro 6-1 se muestran dos requerimientos importantes para lograr la optimalidad en



**Figura 6-2. Impuestos pigouvianos sobre externalidades y mitigación**

*Nota:*  $P^*$  = precio óptimo del producto en ausencia de tecnología de producción limpia;  $P^{**}$  = precio óptimo del producto con tecnología de producción limpia;  $P_m$  = precio de mercado del producto en ausencia de política;  $T$  = nivel de impuesto ambiental;  $CM$  = costo marginal de la producción limpia (C) o sucia (I);  $CM_D + T$  = costo social de la producción sucia;  $CM_C$  = Daño ambiental marginal causado por la producción sucia;  $Q^*$  = cantidad óptima en ausencia de tecnología de producción limpia;  $Q^{**}$  = Cantidad óptima con tecnología de producción limpia;  $Q_m$  = cantidad determinada por el mercado en ausencia de tecnología de producción limpia.

el modelo utilizado. En el primero, los costos marginales de la mitigación en la producción deben igualarse al beneficio marginal de la mitigación, medido por la reducción del daño ambiental. En el segundo, el precio del bien producido debe reflejar no solamente los costos convencionales de su producción sino también la renta por escasez correspondiente al daño ambiental ocasionado aun si se incurre en costos adicionales para reducirlo. Esto no es sino otra manera de formular el principio de “el que contamina paga”. Algunos empresarios se han quejado de que se les obliga a pagar dos veces —por reducir la contaminación y por el daño que ocasionan las emisiones remanentes—, pero esta es una situación análoga a la manera en la cual los mercados fijan los precios para otros bienes escasos, como el agua. Por ejemplo, una empresa paga por el agua que consume incluso si ha comprado equipos para disminuir su consumo. De la misma forma, una empresa que contamina debe pagar por la acción asimiladora (captadora) de la atmósfera.

Si abandonamos el supuesto de “mezcla perfecta” y cada fuente tiene un coeficiente de transferencia específico (quizás con una relación inversa a la distancia desde la fuente hasta un punto receptor particular, como por ejemplo una ciudad), entonces cada fuente

### Recuadro 6-1. Mitigación óptima

Consideremos un planificador social que maximiza el bienestar ( $W$ ), una función de los ingresos netos menos el daño ambiental de las emisiones, donde ambos dependen del producto ( $q$ ) y de la mitigación ( $a$ ). Supongamos que las emisiones están perfectamente mezcladas, de forma que el daño ( $D$ ) es igual a  $D(E)$  e igual a  $D(\sum e_i)$ , donde  $E$  es igual a las emisiones totales y  $e_i$  es la emisión de la empresa  $i$ :

$$W = \sum [Pq_i - c_i(q_i, a_i)] - D[\sum e_i(q_i, a_i)] \quad (6-1)$$

donde  $P$  es el precio del producto y  $c_i$  son los costos de producción de la empresa  $i$ . Las condiciones necesarias de primer orden son (suprimiendo los subíndices):

$$P = c'_q + D'e'_q \quad (6-2)$$

$$c'_a = D'e'_a \quad (6-3)$$

$D'$ ,  $c'$  y  $e'$  son las derivadas del daño, los costos y las emisiones, respectivamente. Los subíndices indican las derivadas con respecto a las variables  $q$  y  $a$ . Las condiciones necesarias implican que el precio óptimo debiera interiorizar los costos del daño,  $D'$ ,  $c'_q$ , lo cual significa que se suman a los costos convencionales de la producción  $c'_q$ , como en la Ecuación 6-2. La escogencia de la tecnología de mitigación debería reflejar el costo marginal del daño, como se describe en la Ecuación 6-3.

contribuirá diferentes cantidades a cada uno de los diversos puntos receptores y la función de daño debe modelarse específicamente para cada uno de ellos.

Dos condiciones se modifican para reflejar la suma de los daños ocasionados por cada fuente individual a todos los puntos receptores. Las emisiones desde una fuente  $i$  ( $e_i$ ) ocasionan un daño al receptor  $j$  de  $D_j(e_i, z_{ij})$ . El daño total para ese punto receptor será  $D'_j(e_i, z_{ij})$ . El daño total para todos los puntos receptores será entonces  $\sum_j D'_j(e_i, z_{ij})$ . Así, las Condiciones 6-2 y 6-3 quedan modificadas de la siguiente manera:

$$P = c'_q + \sum_j D'_j z_{ij} e'_i \quad (6-2^*)$$

$$c'_a = -\sum_j D'_j z_{ij} e'_i \quad (6-3^*)$$

donde  $z_{ij}$  es el coeficiente de transferencia;  $D'$ ,  $c'$ , y  $e'$  son las derivadas del daño, el costo y las emisiones, respectivamente. Los subíndices  $q$  y  $a$  indican producción y mitigación, respectivamente.

En el caso de los contaminantes acumulativos, la regla implica que, en lugar de igualarse al daño ambiental del momento, el costo marginal de mitigación debe ser igual valor presente de la suma del daño causado por las emisiones del momento en todos los períodos futuros, tomando en consideración sus procesos naturales de asimilación y degradación<sup>1</sup>. Por otra parte, si la función de daño de un contaminante tipo flujo varía con el tiempo (p. ej., con la estación o el momento del día, como se menciona en el Capítulo 4), entonces el costo marginal óptimo de la mitigación debe ajustarse en consecuencia.



## Provisión directa de bienes públicos

La más evidente de las políticas que puede implementar una agencia de protección ambiental es el uso de su propio personal, experiencia y recursos en la resolución de un problema dado. En el área ambiental, este mecanismo es esencialmente la provisión de bienes públicos. No está claro si el término *instrumento de política* es apropiado en este caso, pues algunos economistas prefieren restringir el término “instrumento” para designar políticas que influyen en otros agentes. Sin embargo, es importante comenzar por este punto.

La limpieza de las calles es un ejemplo perfecto de la provisión de bienes públicos. Otros ejemplos pueden ser asumir la responsabilidad frente a amenazas ambientales graves, ofrecer y mantener parques naturales, y administrar cierto tipo de funciones de investigación y control regularmente llevadas a cabo por las agencias ambientales. Por ejemplo, la agencia de protección ambiental de Estados Unidos (US EPA) patrocina una buena cantidad de investigaciones en eco-tecnologías. En algunos países, el tratamiento de las aguas servidas y la administración de los desechos sólidos se proveen como bienes públicos, aunque el estado o municipalidad trata de cubrir los costos de operación cobrando algún tipo de tarifa a los usuarios. Esas tarifas pueden ser una porción de los impuestos a la propiedad u otro tipo de impuestos, pero es cada vez más frecuente que estén vinculadas de manera más directa al servicio provisto (p. ej., bajo la modalidad de instrumentos tipo precio; ver Capítulo 8).

Durante las últimas décadas, en la mayoría de los países el estado se ha separado de la función de producción directa de bienes y servicios públicos. El papel del estado puede desdoblarse en varios componentes: financiamiento, administración, provisión y control. Que el estado financie una actividad no necesariamente conduce a que también la provea. Muchas actividades que previamente se consideraron monopolios naturales del estado se han venido organizando de tal forma que el estado solamente conserva su función de control, contratando empresarios privados para proveer el servicio. Dado que las actividades de financiamiento y provisión de bienes públicos (incluyendo varios servicios ambientales) pueden descentralizarse en mayor o menor medida, la prestación directa del servicio es un extremo del espectro de modalidades posibles que pueden implementarse para la provisión de bienes públicos.

La regla de Samuelson es el punto de partida para una discusión sobre el nivel de provisión. Esta se centra en la suma de la disposición marginal de los hogares por pagar por el bien público (ver Capítulo 3). La oferta de carreteras, puertos, aeropuertos, trenes e infraestructura de telecomunicaciones tiene un impacto considerable sobre la calidad del ambiente. Para decidir esta clase de inversiones se emplean criterios tales como el descuento, la equidad, y la eficiencia en la estructura de impuestos y del sector público en general. En muchos países se exige la realización de estudios costo-beneficio de las principales inversiones públicas, como las carreteras, e incluso para reformas generales. Las reglas empleadas en esos estudios incluyen una especificación determinada de variables cruciales, como la tasa de descuento, el horizonte temporal, las tasas de depreciación, el valor contable de los fondos públicos, los precios sombra del desempleo, la tasa de cambio e, incluso, cómo abordar los aspectos de redistribución del ingreso. La manera

en la cual se especifiquen esas reglas de evaluación de proyectos ejerce un efecto considerable como instrumento de política económica en el trayecto que sigue la economía hacia el desarrollo.

## Regulación de la tecnología

Una manera de regular la conducta de las empresas, los hogares, las agencias y otros actores de la economía es estableciendo la tecnología que pueden usar o definiendo las condiciones para su uso (cuándo y dónde usarla). Las razones por las cuales aun hoy los instrumentos más empleados son los estándares, las restricciones y la zonificación de la tecnología son su sencillez y, quizás, la perspectiva de corto plazo con la que se toman muchas decisiones políticas. Otra razón es que este tipo de regulación puede convenir a los intereses tanto de los reguladores como de los contaminadores.

Generalmente, la queja es que el contaminador está empleando una tecnología contaminante sin necesidad. Este tipo de quejas generalmente se prueba no solo por los niveles de contaminación per se sino también comparando la tecnología usada por el contaminador con la usada por otras industrias, o con alguna otra tecnología (tecnologías de final de la línea de proceso o chimeneas) ya probada. Este enfoque recibe diversos nombres: la tecnología más práctica, la mejor tecnología disponible que no conlleva costos excesivos, el mejor control tecnológico disponible o simplemente la mejor tecnología disponible. Este tipo de instrumentos se conoce como “comando y control”, evocando burlescamente una imagen estalinista aun cuando en verdad estas políticas permiten alguna clase de negociación. Como sugiere su nombre, la tecnología debe lograr una reducción significativa de la contaminación a costos razonables. La ley británica de 1956 para el aire limpio emplea el término *practicable* y lo define, de manera casi tautológica, como “razonablemente viable tomando en consideración, entre otras cosas, las condiciones y circunstancias locales, las implicaciones financieras y el estado de la tecnología”. A las regulaciones que restringen la ubicación o el tiempo en que puede usarse una tecnología se les llama *zonificación* y *prohibiciones*. Una prohibición es una forma de regular el uso de una tecnología según la cual no está permitido determinado proceso o producto. La zonificación es otro tipo de regulación, según la cual ciertos métodos o tecnologías (p. ej., cierto tipo de vehículos) se prohíben o su uso se limita en ciertas áreas (véase ejemplos de los Capítulos 22, 24, 25 y 31).

El balance entre costos y beneficios es una exigencia razonable. Sin embargo, puede ser que dejar las negociaciones en manos de la burocracia no sea lo más conveniente. Los instrumentos más flexibles permiten a las empresas negociar entre alternativas. La imposición de una tecnología ofrece a la empresa poco margen para escoger y no promueve la exploración de otras soluciones costo-eficientes para controlar la contaminación. Las empresas no pueden comparar ni escoger reducciones y tampoco tienen incentivos para desarrollar tecnologías más limpias. En cambio, la idea de la “mejor tecnología disponible” favorece las soluciones del tipo “final de la línea del proceso” o de tubo terminal. Ahora bien, los mecanismos de comando y control o los estándares no siempre son

## Recuadro 6-2. Estándares de diseño para la mitigación

La empresa  $i$  maximiza el beneficio sujeta a la tecnología de mitigación obligatoria ( $\delta_i$ ). La función de Lagrange es

$$L = Pq_i - c_i(q_i, a_i) + \lambda_i(\delta_i - a_i) \quad (6-4)$$

Donde  $P$  es precio del producto,  $c$  son los costos de producción,  $q$  es la producción,  $a$  es la mitigación,  $i$  es una empresa, y  $\lambda$  es el multiplicador de Lagrange. Al hacer derivadas parciales obtenemos las llamadas condiciones de Kuhn-Tucker, las cuales implican que si hay una solución interior (es decir, una en la cual las condiciones límites no son vinculantes) con positivo ( $q_i^*, \delta_i$ ), entonces se cumplen las siguientes condiciones:

$$P = c'_q \quad (6-5)$$

$$\lambda_i = -c'_{a_i} \quad (6-6)$$

$$a_i = \delta_i \quad (6-7)$$

donde el asterisco (\*) denota el óptimo y el circunflejo (^) indica un valor exógenamente dado; en el caso de  $\delta_i$ , un valor decidido fuera de la empresa, por el regulador.

El  $\lambda_i$  puede considerarse el precio sombra (en este contexto, aproximadamente, los costos implícitos) de la mitigación. Con información completa, y si la agencia de protección ambiental pudiera escoger la mitigación óptima (bienestar máximo) para cada empresa ( $\delta_i$ ), entonces  $\lambda_i$  sería igual para todo  $i$  (e igual al efecto de la mitigación en los daños,  $D'e_{a_i}$ , como en la Condición 6-3.

*Nota:* Para incluir la posibilidad de una solución límite en la cual la producción o la mitigación es 0, las igualdades deben sustituirse por desigualdades. El conjunto completo de condiciones es

$$P \leq c'_q \text{ con igualdad cuando } q_i^* > 0$$

$$\delta_i - a_i \geq 0, \lambda_i(\delta_i - a_i) = 0, \lambda_i \geq 0$$

$$\lambda_i \leq c'_{a_i} \text{ con igualdad cuando } a_i^* > 0$$

Nuevamente, se eliminaron algunos subíndices por conveniencia. En aras de la simplicidad, solo se presentan las ecuaciones para una solución interior con igualdad para todos los instrumentos. Se les conoce como las "condiciones de optimalidad".

inadecuados. En algunos casos, la eficiencia puede no ser la consideración más importante; por ejemplo, en el caso de la normativa para usar convertidores catalíticos privó la facilidad de inspección.

Para comprender cómo opera la regulación de la tecnología como instrumento de política, consideremos una empresa  $i$  que maximiza sus ganancias ( $\pi_i = Pq_i - c_i(q_i, a_i)$ ). Supongamos que las emisiones de la empresa  $e = e_i(q_i, a_i)$  están "perfectamente mezcladas" y que el regulador maximiza el beneficio social, tal y como se describe en el Recuadro 6-1. Con información completa sobre los costos de mitigación y de daño, el regulador

puede especificar la tecnología individual necesaria para conseguir el bienestar máximo. En principio, se pueden usar tanto las tecnologías de producción como las de mitigación, pero dado que las soluciones de final del proceso son comunes en la regulación de emisiones, simplifiquemos el análisis para centrarnos únicamente en las tecnologías de mitigación. Supongamos que el regulador escoge, como su instrumento de política, el nivel individual óptimo de la tecnología de mitigación para cada empresa ( $d$ ) (como en el Recuadro 6-2)<sup>2</sup>.

En ciertas condiciones, se puede alcanzar el nivel deseado de contaminación a través de regulaciones de la mitigación individual (Recuadro 6-2). Sin embargo, incluso si se escoge la tecnología de mitigación óptima, el mecanismo de reducir la contaminación disminuyendo la producción no funcionaría, porque el daño ambiental no se refleja en el precio. Una empresa individual no puede escoger cumplir con el objetivo ambiental introduciendo nuevas tecnologías (de mitigación o de producción) ni tampoco reduciendo la producción.

Además, generalmente no es factible que un regulador conozca los niveles de mitigación de cada empresa ni de sus tecnologías. Las exigencias de información y los costos administrativos se hacen prohibitivos. Frecuentemente, lo que la agencia reguladora quiere es una tecnología estándar del tipo “final de la línea del proceso” que sea igual para todos y fácil de monitorear (p. ej., convertidores catalíticos, filtros o chimeneas). En tales casos, generalmente los niveles de mitigación y emisiones no son óptimos. La empresa tiene funciones individuales de emisión,  $e_i = e_i(q_p, q_m)$ , lo cual significa que el mismo nivel de mitigación no resultará en las mismas tasas de emisiones, y los costos marginales de mitigación individual,  $c'_m$ , generalmente no se igualarán. Por lo tanto, la condición económica básica para que una asignación sea eficiente no se cumplirá. Si el costo marginal de mitigación varía entre las empresas, entonces se puede ahorrar dinero moviendo una parte del esfuerzo de mitigación hacia aquellas empresas donde éste, en el margen, sea más barato.

El tipo de regulación hasta aquí analizado no busca normar las emisiones sino la tecnología de mitigación. El estándar diseñado es una tecnología obligatoria y deja a la empresa con muy poco margen de escogencia, por lo cual seguramente tendrá un resultado muy pobre desde el punto de vista de la flexibilidad. Muy probablemente, no alcanzará las metas de mitigación y emisiones porque no regula completamente la producción (ver Capítulo 14). Bajo ciertas condiciones, las ventajas de los estándares tecnológicos pueden ser todavía más atractivas. Algunas de las condiciones que pueden motivar el uso de tales estándares son:

1. La información técnica y ecológica es compleja.
2. El conocimiento crucial está disponible en el nivel central de las autoridades más que en las empresas.
3. Las empresas no responden a las señales de precios (p. ej., debido a un arreglo de transición no competitivo) y las inversiones tendrán efectos irreversibles en el largo plazo.
4. La estandarización de la tecnología conlleva ventajas importantes.
5. Entre las pocas tecnologías disponibles, una es superior.

6. Los costos de monitoreo son altos: es más difícil monitorear las emisiones que la tecnología.

En la vida real, esos criterios no se cumplirán completamente, pero en muchas situaciones algunos de ellos son muy importantes. Es de presumir que por eso los estándares tecnológicos se usan con tanta frecuencia. Un ejemplo importante es la obligación de usar convertidores catalíticos en los vehículos nuevos, regulación que hoy por hoy es casi universal (ver Capítulos 4 y 13). En este ejemplo, se cumplen los Criterios 5 y 6 y quizás también los Criterios 4 y 1. Los convertidores catalíticos han sido todo un éxito reduciendo las emisiones, y su adopción casi universal ha disminuido los costos. Aun así, es probable que otra combinación de modificaciones en los motores, combustibles alternativos y regulaciones del tráfico podrían haber sido más costo-eficientes, al menos en algunos casos.

Otro ejemplo de tecnología obligatoria son las plantas de generación de electricidad. En caso de accidente, los daños serían muy elevados por lo que el objetivo es que esto no ocurra. En estas plantas se regula no solamente un nivel máximo de emisiones sino que se imponen también requerimientos tecnológicos más específicos y detallados, como múltiples sistemas separados de control y algunos otros tipos de contenciones. Esto puede repensarse en términos de los Criterios 1, 2, 3, y 6, así como también el hecho de que la sociedad ha absuelto a las empresas de una porción grande del riesgo. La responsabilidad de reparar el daño después de los accidentes nucleares recae generalmente sobre el gobierno federal y no sobre las empresas eléctricas (ver Capítulo 13).

Las tecnologías completamente prohibidas ofrecen un ejemplo donde coinciden la claridad de la toma de decisiones, la economía del control y la facilidad del monitoreo. Se pueden citar como ejemplos la prohibición de ciertos químicos (ver Capítulo 24),

### Recuadro 6-3. Límite de emisiones o estándar de actividades

La empresa maximiza el beneficio bajo la restricción  $e_i = \bar{e}_i$  y el lagrangiano es

$$L = Pq - c_i(q, a_i) + \lambda_i[\bar{e}_i - e_i(q, a_i)] \quad (6-8)$$

donde  $P$  es el precio del producto,  $q$  es la producción,  $c$  son los costos de producción,  $a$  es la mitigación,  $e$  son las emisiones,  $i$  es una empresa, y  $\lambda$  es el multiplicador de Lagrange. Las condiciones para el óptimo que corresponden (ver nota en el Recuadro 6-2) son:

$$P = c'_q + \lambda e'_q \quad (6-9)$$

$$c'_a = \lambda e'_a \quad (6-10)$$

$$\bar{e}_i = e_i \quad (6-11)$$

Se interpreta  $\lambda$  como precio sombra de la contaminación. En presencia de información perfecta y de una asignación óptima (que maximiza el bienestar) de los permisos ( $\bar{e}$ ), se tiene que  $\lambda_i$  es igual al nivel marginal de daño ( $D_i$ ) en las Condiciones 6-2 y 6-3 (Recuadro 6-1), con lo cual se aseguran la mitigación óptima y la eficiencia en la asignación. Comparado con las Condiciones correspondientes 6-5 y 6-9, el precio del producto ahora sí refleja el costo de oportunidad de los permisos de emisión.

tecnologías energéticas o de combustibles, y tipos de vehículos. En el Recuadro 22-1 (Capítulo 22) se ilustran algunos de las ventajas potenciales de poder restringir las prohibiciones a ciertas zonas. También se ilustran algunas fallas relacionadas con efectos sobre la distribución del ingreso (ver también Capítulo 23).

En el ámbito del manejo de los recursos naturales, el equivalente de la regulación de la tecnología son las obligaciones (o la restricción) de usar ciertas tecnologías para el manejo, la captura, la caza, el cultivo, y así sucesivamente. Quizás desafortunadamente, este es un tipo bastante común de instrumento de política. La prohibición del uso de cianuro y dinamita en la actividad pesquera es algo con lo cual la mayoría concuerda porque destruyen el hábitat actual. Por otra parte, en ocasiones también se restringen otras técnicas que no necesariamente destruyen sino que simplemente son más eficaces, como las mejoras de las mallas de pesca o el uso de luces y sonar para atraer o encontrar peces (ver Capítulo 28). Generalmente, estas restricciones se justifican por su finalidad de proteger el recurso, pero en algunos casos pueden verse más bien como una forma de proteger la supervivencia y los intereses de aquellos pescadores que usan la tecnología más vieja o más intensiva en términos de mano de obra.

En la agricultura y la actividad forestal, ejemplos de regulación tecnológica son la obligación de sembrar árboles después de la cosecha, las exigencias de construir terrazas y otros tipos de contenciones del suelo para evitar la erosión, las directrices para el uso de plaguicidas y fertilizantes, o también ciertos tipos de prácticas de manejo de suelos, como los períodos de barbecho o la labranza mínima (ver Capítulo 29).

## Regulación de la actividad productiva

En muchas circunstancias, la imposición de tecnología puede parecer conveniente en primera instancia, pero cuando se analiza más cuidadosamente se nota que no es satisfactoria o incluso errada. Una de las características desafortunadas de los formuladores de políticas es su visión de corto plazo. Con la perspectiva temporal de un ciclo político, puede parecer adecuado estipular determinada tecnología. No obstante, la experiencia ha mostrado una y otra vez que la tecnología provee mejores soluciones de aquellas que son aparentes en lo inmediato. Una condición importante es que se ofrezcan incentivos razonables que estimulen el desarrollo de tecnologías nuevas. En este sentido, la imposición de tecnologías no ayuda, sean estas convertidores catalíticos, filtros para reducir las emisiones o kilómetros de terrazas para prever la erosión del suelo. En general, es más eficiente abordar las emisiones que la tecnología, la producción o los insumos

Una regulación que no exige una determinada tecnología sino que impone ciertos límites a las cosechas o a las emisiones se denomina un *estándar de desempeño* (para distinguirlo de los estándares de diseño). Un estándar de desempeño regula las cantidades y por tal razón se le ha incluido dentro de los mecanismos de comando y control. Esta es una clasificación desafortunada; los estándares de desempeño son significativamente diferentes de las imposiciones tecnológicas, puesto que permiten una flexibilidad considerable a las empresas para escoger el método de mitigación que satisfaga la normativa establecida<sup>3</sup>. También permiten

que las empresas escojan entre reducciones de la producción y nivel de mitigación, y puedan negociar entre unidades contaminantes. El modelo formal de este instrumento es bastante parecido al de los estándares de diseño, pero los resultados son muy diferentes. El regulador escoge las cantidades máximas permitidas de emisiones para cada empresa ( $\ell$ ), y optimiza con esta restricción (Recuadro 6-3). Las emisiones tope escogidas óptimamente implican tanto que los costos de mitigación se asignan de manera óptima como que los precios de la producción reflejarán los costos de mitigación.

El precio del producto es generalmente más alto con los estándares de desempeño que con los de diseño, mientras que lo contrario ocurre con las cantidades producidas que tienden a ser más bajas con estándares de desempeño. Con estos estándares, las empresas tienen la flexibilidad adicional de poder reducir las emisiones tanto con inversiones en mitigación como con reducciones de la producción. Esta flexibilidad es usualmente una parte del resultado socialmente óptimo, dado que los costos marginales de reducir las emisiones restringiendo la producción pueden ser menores que los asociados a inversiones adicionales en mitigación. Vale notar que esta flexibilidad tampoco existe cuando los límites a las emisiones se fijan en relación con las cantidades producidas (es decir, intensidad de la contaminación), este es un caso intermedio entre los estándares de diseño y desempeño. Regulando la intensidad de la producción no se logran efectos a través la producción (como en los estándares de diseño), pero las empresas tienen flexibilidad para escoger la tecnología (como ocurre con los estándares de desempeño).

Además de las diferencias en los costos de monitoreo y en la flexibilidad, existen otras diferencias entre los estándares de diseño y desempeño. En muchos casos, la contaminación industrial se controla usando el mecanismo de licencias, que es una mezcla de niveles de emisión fijos (emisiones totales o relativas a la producción) y tecnologías impuestas. La flexibilidad para lograr las metas a través de la negociación entre fuentes no existe cuando se usa el mecanismo de licencias. Además, la información de que disponen las partes (industrias y autoridades locales o nacionales) puede ser asimétrica, lo cual puede resultar en la fijación de estándares muy laxos. El hecho de que muchas empresas contaminadoras parecieran preferir las licencias por encima de los instrumentos de mercado no hace más que reforzar esta impresión. Cuando se administran bien, por autoridades informadas, este tipo de negociaciones puede dar buenos resultados (ver Brännlund et ál. 1966 en relación con "comando y control con mano suave"). Sin embargo, debemos estar concientes de las exigencias de información y los peligros de corrupción que conlleva esta modalidad. Mientras más juiciosos y flexibles sean los reguladores, mejores serán los resultados, pero también más onerosa será la regulación en términos de personal. Con el incremento en la familiaridad entre reguladores y empresarios, se incrementan también los riesgos de conflictos de intereses. A los representantes de las agencias les gustan las licencias, puesto que con ellas hay más oportunidades de conseguir rentas. Cuando esos representantes tienen la oportunidad de participar en la formulación de los estándares o de los requerimientos y regulaciones, tienen también posibilidades de mantener a los nuevos actores a distancia.

Un aspecto negativo de controlar usando las tasas individuales de emisión (como por ejemplo las que se fijan sobre los carros nuevos) es que no se controlan completamente los niveles de emisiones totales ni los niveles de contaminación ambiental. Los niveles totales dependen también de la producción de cada actor y del número de actores. Por ejemplo, un

carro “limpio” (que genera menos contaminación) con recorridos largos puede ser un emisor alto, aun si las emisiones por unidad recorrida se han regulado, porque no se ha regulado su producción (el número de kilómetros recorridos). Incluso cuando todas las emisiones individuales (no las tasas sino el total de cada empresa) se han regulado completamente, la sociedad no tienen control completo sobre los agregados totales. En el caso de la contaminación, el total de emisiones sigue dependiendo del número de contaminadores y el consecuente nivel de contaminación puede ser excesivo.

En el manejo de los recursos naturales, la captura total (presión de pastoreo, niveles de cosechas) es el factor determinante de la sostenibilidad. A veces se fijan los parámetros estipulando cantidades límite, tales como cuotas de cosecha, como una proporción individual de la cosecha en vez de en términos de tasas (ver Capítulo 28).

En la Parte III se discute el monitoreo desde varios ángulos: grado de cumplimiento de las normas, economía política y riesgos morales. Monitorear en forma detallada un vector de emisiones es costoso y frecuentemente se le delega el control a las propias empresas, cuyos datos no son necesariamente confiables. Por la facilidad del monitoreo, las regulaciones frecuentemente se centran en el volumen de los insumos o de algún otro factor fácilmente controlable (tipo número de días de pesca permitidos, o redes por pescador). Un tipo especial de estándar es el nivel cero, es decir la prohibición total. En este caso, el monitoreo es particularmente sencillo. Cualquier nivel diferente de cero significa que los inspectores tienen que emitir un juicio sobre las condiciones en cada caso individual. La facilidad de monitoreo puede explicar la popularidad de las prohibiciones, como con los fluorocarburos, dieldrín y otros pesticidas, cadmio, plomo y otros pigmentos tóxicos en las pinturas, arsénico y el comercio de marfil.

### Lectura adicional

Arrow y Kurz 1970  
 Bohm y Russel 1985, 1997  
 Dasgupta, Marglin y Sen 1972  
 Little y Mirrlees 1969, 1974  
 Meade 1951

### Notas

1. Las pruebas se consiguen en Kolstad 2000b, Baumol y Oates 1988, y Tietenberg 1992.

2. Se supone que la tecnología de mitigación está resumida en la variable  $a$ , pero la realidad puede ser más compleja. Una agencia de protección ambiental puede llegar a necesitar algunos procesos particulares, rutinas, o equipos que requerirán modelos complejos.

3. La flexibilidad es importante porque se supone que las empresas tienen la mejor perspectiva del conjunto global de opciones tecnológicas y porque esas opciones varían de una empresa a otra y en el tiempo. No obstante, la facilidad de monitoreo es también un objetivo primordial. En el ámbito de la seguridad personal, por ejemplo, la obligación del uso del cinturón de seguridad no es necesariamente la mejor política; puede facilitar o incitar conductas arriesgadas de manejo y puede haber entolecido el proceso de introducción de las bolsas de aire y otras mejoras en la construcción de los vehículos. Sin embargo, el uso del cinturón de seguridad es relativamente fácil de monitorear, y ello podría ser razón suficiente para hacer de él un instrumento óptimo.



# *Permisos transables*

UNA FORMA LÓGICA DE CONTROLAR los niveles agregados de emisiones o extracción consiste en establecer un número total de permisos o cuotas para adaptarse a la capacidad de asimilación del ambiente o al nivel sostenible de extracción, respectivamente. Para establecer esos totales y permitir la dinámica en la economía —debida al crecimiento poblacional, los cambios en las tecnologías, la movilidad y el crecimiento económico—, los permisos asignados deben ser transferibles. De lo contrario, y por definición, la asignación de todos los derechos disponibles impedirá la incorporación de actividades nuevas. La característica de transferibles también permite aprovechar la eficiencia de los mecanismos de mercado para garantizar la igualdad entre los beneficios y los costos marginales.

Al instrumento resultante se le llama *permisos de emisión transables* (PET) en el ámbito del control de la contaminación o *cuotas individuales transferibles* en el manejo de la pesca (CIT). A este instrumento se le han dado otros nombres más, dependiendo del ámbito de la administración de recursos en el que se aplique (p. ej., permisos transferibles de pastoreo o de desarrollo). El fundamento teórico de este instrumento se encuentra en Coase (Coase 1960), pero suele adjudicarse a Dales (1968a, 1968b), aunque otros han tenido ideas similares (p. ej., Crocker y Wolosin 1966). Dales propuso la creación de una autoridad en Ontario, Canadá, encargada de la venta de “derechos a contaminar” cuerpos de agua. Una autoridad local decidiría un nivel total de contaminación y el mercado distribuiría los derechos a contaminar entre las empresas, reflejando así sus demandas de contaminación y sus costos de mitigación. La eficiencia de este mecanismo ha sido demostrada (Montgomery 1972) y el instrumento pareciera haberse desarrollado tanto por las experiencias actuales de regulación como por el análisis académico. Como se discutió en la Parte I, para negociar se requiere que los derechos de propiedad hayan alcanzado un cierto nivel de madurez.

La creación de permisos transables contribuye a la eliminación de externalidades que surgen como consecuencia ya sea de la ausencia de derechos de propiedad o del carácter de “bien público” del ambiente. En esencia, este mecanismo crea derechos de propiedad sobre recursos nuevos o participaciones en la capacidad de asimilación o de producción

sostenible de renta de los ecosistemas. Como se discute en el Capítulo 5, somos testigos de un proceso histórico de “confinamiento”. Cada vez más escasean más elementos de los ecosistemas y, como respuesta, la sociedad desarrolla nuevos tipos de derechos de propiedad. El hecho de que estos derechos interiorizan las externalidades y crean incentivos para la protección significa que los recursos tienen una buena posibilidad de ser empleados de manera más eficiente (ver Recuadro 7-1).

Se deben superar serios problemas conceptuales y prácticos. Para que los permisos y las cuotas funcionen, se requiere que tengan las características de los derechos de propiedad, como por ejemplo la permanencia y la confiabilidad. Toma tiempo y compromiso desarrollar permanencia y confiabilidad y, cuando se trata de la gestión de los recursos naturales, surgen dificultades adicionales debido al desconocimiento sobre los ecosistemas subyacentes y a la falta de consenso sobre cómo debieran manejarse. Al menos en una ocasión, cuotas que se habían otorgado tuvieron que ser revocadas (en el Área 2 de la pesca de langostas en Nueva Zelanda [Breen and Kendrick 1977]).

Muchas características de los permisos no se pueden decidir basándose solamente en cálculos ecológicos y económicos (es un problema análogo al del establecimiento del impuesto óptimo). Entre ellas, pueden mencionarse la definición, cantidad, duración y validez tanto espacial como temporal de los permisos, así como también el método para su distribución. Estas decisiones son cruciales en parte porque los permisos suponen la transferencia de derechos de propiedad y potencialmente una transferencia sustancial de riqueza. Puede pensarse en calibrar gradualmente instrumentos de política como licencias y estándares de tecnologías para beneficiarse de la información nueva y para adaptarlos a las circunstancias cambiantes. Los cambios siempre serán rechazados en alguna medida por los contaminadores, pero son posibles. La creación de permisos o cuotas con rasgos de derechos de propiedad exacerbarán esa dificultad puesto que son irreversibles.

Hasta ahora los permisos han adoptado dos formas. Los primeros programas en Estados Unidos negociaban créditos que se creaban por haber cumplido en exceso con normas previamente establecidas (estándares o tasas de emisiones). Luego, los programas de tope y canje (*cap-and-trade*; discutidos más adelante en este capítulo) negociaban derechos que se creaban especialmente para esos propósitos. Los programas de tope y canje han reducido las cargas administrativas y promovido la formación de mercados reales de permisos. Debido a que el mecanismo es muy sencillo y a que se desarrolla a partir de mediciones actuales y de asignaciones de permisos previamente determinadas, estos programas han eliminado la necesidad y posibilidad de discusiones entre los reguladores y las empresas relacionadas con la línea base, las exenciones, etc. La transparencia y responsabilidad reducen los costos de transacción e inspiran confianza en el mecanismo. Sin embargo, la modificación del nivel global de permisos es difícil a menos que los permisos se formulen en términos de proporciones de un total determinado cada año (este mecanismo es común en las pesquerías caracterizadas por variaciones extremas en la captura total permitida).

Los derechos de propiedad deben transmitir un sentido de permanencia. Si se desea que tengan un efecto sobre inversiones cuantiosas y decisiones de las empresas, se debe poder confiar en su permanencia. No obstante, esa permanencia es un problema para la agencia que está luchando contra severos problemas de información mientras desea

### Recuadro 7-1. Los permisos como instrumento de política económica

Con información sobre la mitigación agregada y las curvas de daño, los reguladores determinan el óptimo social de las emisiones agregadas ( $E^* = \sum e^*$ ) y emiten el número de permisos correspondientes. Esos permisos se distribuyen y cada empresa recibe  $e_0$  permisos. Cada empresa es libre de escoger cualquier combinación de producción, mitigación y permisos que desee, sujeta a las limitaciones del intercambio, dado que la empresa debe mantener en su poder un número de permisos igual al nivel de sus emisiones.

La empresa maximiza sus beneficios bajo la siguiente restricción:

$$\max Pq_i - c_i(q_i, a_i) + p_e[e_0 - e_i(q_i, a_i)] \quad (7-1)$$

donde  $P$  es el precio del producto,  $q$  es la producción,  $i$  es una empresa,  $c$  el costo marginal,  $a$  la mitigación,  $p$  es el precio de los permisos, y  $e$  son las emisiones. Para una empresa con producción positiva y con costos de mitigación, las condiciones de primer orden necesarias y suficientes son

$$P = c'_q + p_e e_q \quad (7-2)$$

$$c'_a = -p_e e_a \quad (7-3)$$

Al comparar con las Ecuaciones correspondientes 6-5, 6-6, 6,9 y 6-10, así como con las Condiciones para el óptimo 6-2 y 6-3 (todas ellas en el Capítulo 6), puede observarse la similitud entre los conjuntos de condiciones. Las Condiciones 7-2 y 7-3 implican que  $p_e$  es igual al daño marginal por la contaminación ( $D$ ) (y por lo tanto a la tasa óptima del impuesto pigouviano), lo cual también supone que la Condición 7-2 es idéntica a la Condición 6-2 y que el precio de la producción, con el régimen de permisos transables, interioriza correctamente el daño ambiental.

*Nota:* lograr el óptimo requiere del número correcto de permisos y suposiciones convencionales sobre el comportamiento de las empresas (ver Baumol y Oates 1988). Tanto los permisos transables como los impuestos mantienen un óptimo social en la asignación a largo plazo cuando la entrada y la salida son libres (ver Spulber 1985; Xepapadeas 1997). Obsérvese que para la entrada de una nueva empresa la Ecuación 7-1 se modifica, dado que  $e_0 = 0$ .

mantener cierta flexibilidad para, por ejemplo, poder adaptar el mecanismo a cambios en las condiciones o información nueva. Los valores óptimos de las emisiones, cosechas o capturas pueden variar considerablemente de un lugar a otro, dependiendo de las condiciones ecológicas, tecnológicas y socioeconómicas. Pueden variar a lo largo del tiempo tanto por ciclos (según el momento del día, la estación o el clima) como por cambios de la actividad económica, la tecnología o la estructura demográfica. Los valores óptimos de las emisiones también pueden cambiar debido a cambios en la dinámica compleja de los ecosistemas. Muchos procesos industriales y agrícolas no emiten un flujo permanente o predecible de algún contaminante en especial pero pueden ser considerados como fuente de ciertos riesgos. En el mejor de los casos, la distribución de probabilidades de los riesgos puede conocerse y los parámetros de esa distribución de probabilidades pueden ser el blanco al que apuntan los cambios.

¿Cómo manejar esas incertidumbres de manera que los decisores dispongan de cierta flexibilidad al tiempo que los permisos estén provistos de cierta certidumbre? Una forma es limitando el período en que pueden transarse. Este enfoque se ha usado para casos en los que se esperaba reducir el contaminante rápidamente como consecuencia, por ejemplo, de progresos en las tecnologías de mitigación. Se ha usado también para aquellos casos donde había mucha incertidumbre sobre la función del daño. En este tipo de casos, los permisos tienen una vida limitada, de modo que se hace necesario comprar los permisos para un período durante ese mismo período y sin (o muy limitadas) posibilidades de “ahorrarlos”. El otorgamiento de permisos en el período dado podría mantenerse proporcional a la distribución existente en los años anteriores (una forma de asignación basada en criterios históricos, conocida como *grandfathering* en inglés).

Hay otro mecanismo que combina flexibilidad con certidumbre y que es conceptualmente similar: permitir que el número total de permisos varíe según las condiciones ecológicas o de otro tipo. Las pesquerías son un ejemplo de esto debido a que la dinámica de los ecosistemas subyacentes es particularmente difícil de predecir con antelación. En consecuencia, los permisos de captura transables para la pesca se formulan frecuentemente como cuotas; esto es, participaciones en la captura total permitida (Capítulo 28).

Este componente del diseño ofrece flexibilidad a los decisores, a la vez que otorga un grado razonable de derechos de propiedad a las empresas. La necesidad de esa flexibilidad es bastante evidente en las pesquerías pero es conveniente asegurar flexibilidades similares en otras áreas. Puede usarse en los permisos para el azufre y así simplificar la reducción de futuras emisiones. Naturalmente, la industria requiere altos grados de certidumbre para emprender programas costo-eficientes de inversión. Para este tipo de contaminantes, la industria necesita saber que los permisos corresponden a una cierta cantidad física por un período mayor de un año. Una agencia de protección ambiental puede satisfacer esta necesidad al comprometerse a revisar el total de emisiones que son infrecuentes y ocurren solamente en cantidades fijas y fechas anunciadas.

## Programas de emisiones transables en Estados Unidos

Esta sección se dedica a los programas de emisiones transables implementados en Estados Unidos: las políticas “burbuja”, los permisos ambientales, permisos asignados en función de la producción usados para la eliminación gradual del contenido de plomo en la gasolina (el cual es particularmente interesante por ser un mecanismo diferente), y los programas de tope y canje utilizados actualmente para, por ejemplo, mitigar las emisiones de azufre.

### *Programas de crédito por reducción de emisiones*

La historia de los permisos de emisión transables (PET) es aleccionadora. Al parecer, empezaron a usarse para controlar la contaminación del aire, dentro del marco de la Ley de Aire Limpio (*Clean Air Act*), como una extensión al sistema de límite de emisiones.

En pocas palabras, los contaminadores requerían mayor flexibilidad y convencieron a las autoridades de la agencia reguladora de que se obtendrían los mismos o incluso mejores resultados si ellos mismos pudieran asignar los esfuerzos por reducir la contaminación y si también pudieran hacer intercambios entre las fuentes que emitían más y las que emitían menos de lo requerido. Este enfoque abrió las puertas al crecimiento económico en áreas donde no se conseguían las metas (áreas de no-consecución) y fue el comienzo de lo que luego se conoció como Programa de Transferencia de Emisiones.

El Programa de Transferencia de Emisiones, iniciado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA) hacia fines de los 70, se cimentó sobre el ya existente sistema detallado de regulaciones por fuentes y los permisos individuales (discutido en el Capítulo 6). El problema fue que en algunas áreas del país esas políticas no resultaron suficientes para conseguir las metas establecidas para las concentraciones de varios contaminantes. Esas áreas, denominadas *de no-consecución*, continuaron teniendo niveles de contaminación inaceptables y el progreso en la consecución de las metas ambientales se consideró demasiado bajo. A grandes rasgos, esas áreas tenían densidades de contaminación muy altas y elevada concentración industrial. El crecimiento económico era la prioridad más alta y una política que redujera la expansión industrial y, por ende, las oportunidades de trabajo, no resultaría popular.

Esa era la percepción pública de esta política. En algunos casos, la política parecía incluso acarrear resultados aún peores al constituirse en obstáculo a la producción industrial sin ni siquiera proveer un ambiente limpio. Resultaba urgente reformarla y por consiguiente las ideas básicas detrás del Programa de Transferencia de Emisiones fueron:

- darle flexibilidad a las empresas para que pudieran cumplir con las restricciones ambientales de la manera más efectiva desde el punto de vista de los costos, lo cual podía significar reducción de las emisiones en la fuente en lugar de las metas de las licencias individuales;
- permitir a las empresas construir nuevas plantas (o expandirse) sin incrementar el total de emisiones.

Se emplearon varios mecanismos un tanto desconectados —balance cero, servicios bancarios, compensaciones y burbujas—, pero todos derivaron de los Créditos por Reducción de Emisiones (CRE). Un CRE era obtenido por aquellas fuentes que redujeran voluntariamente sus emisiones en “exceso” de los niveles de requerimientos legales de mitigación establecidos para esa fuente. Una empresa en tales condiciones podía solicitar a la autoridad controladora una certificación de CRE, la cual le convertía legalmente en una propietaria dentro del programa. Los créditos no se podían transar libremente, aunque el intercambio sí se permitió en varios programas:

- La *política de compensaciones* permitió que nuevas empresas se establecieran (o las ya establecidas pudieran expandirse) incluso en las áreas de no-consecución, en donde, de otra forma, no habrían estado permitidas. La empresa que deseaba entrar al área tenía que cumplir con regulaciones estrictas y, además, debía comprar a las empresas

ya establecidas (CRE) para que de esta forma las emisiones agregadas de la región no se incrementaran.

- La *política burbuja* se aplicó a fuentes de emisiones existentes en un área y les permitió actuar como una unidad en lo relacionado con el cumplimiento de la normativa sobre emisiones. Así, una empresa podía reducir sus emisiones en una cantidad menor a la requerida por las normas si en forma simultánea reducía las emisiones más de lo requerido en otro lugar. Dado que los CRE podían provenir también de otras empresas, con este programa se abrió un espacio para la transacción de emisiones.
- La *política de balance cero* brindaba la opción de evitar procesos muy estrictos de revisión para nuevas fuentes de emisiones a las empresas existentes que querían expandirse o modificarse, siempre y cuando el incremento de las emisiones netas (emisiones menos los CRE que adquirieran) se mantuviera por debajo de un determinado umbral.
- La política de banco de CRE permitía a las empresas guardar (ahorrar) certificados CRE que hubiesen obtenido para usarlos subsecuentemente en alguno de los programas anteriormente mencionados (es decir, burbujas, balance cero o compensaciones)

Todos estos programas requerían la compra de “reducciones extra” a otras empresas reguladas de la región que ya habían cumplido con sus obligaciones legales y que probablemente tuvieron incentivos para mitigar más de lo exigido. Esos incentivos eran los retornos de la venta de sus permisos excedentes, lo cual pone de relieve la importancia de la permanencia de esos permisos como derechos. Una crítica ingenua a estos programas ha sido que las mejoras ambientales de una planta deberían verse únicamente como una mejora ambiental, y no se debería permitir la venta de excedentes a otras empresas, puesto que ello resultaría en un nivel constante de contaminación. Esta crítica muestra que no se ha entendido el meollo del asunto: aquí se trataba de empresas que ya estaban reguladas. Una reducción adicional de emisiones es costosa y por lo tanto solo se buscaría si fuera posible obtener algún beneficio o al menos recuperar el costo. El esfuerzo de mitigación que resulta de la transacción de permisos conduce a un ambiente más limpio —al menos si se le compara con el ambiente que se tendría en condiciones de una producción similar y estándares de cumplimiento obligatorio equivalentes—, lo cual es la razón de ser de toda regulación. Con ese instrumento político se logra que la producción de las empresas sea mayor para cualquier nivel de estándares ambientales y costos totales de mitigación.

Cuando la contaminación no está regulada, la distribución de derechos por emisiones no está exenta de riesgo. Si muchas fuentes que pueden mitigar muy fácilmente reciben grandes cantidades de derechos de emisión, se reducen los incentivos para otras fuentes. Estas últimas pueden simplemente comprar permisos en lugar de reducir emisiones (este problema ha sido denominado “aire caliente” en el contexto del calentamiento global). En casos extremos, las desventajas de asignar permisos de excedentes podrían tener una influencia negativa más grande sobre la contaminación que los beneficios asociados a los incentivos económicos para reducir emisiones creados por el sistema. En los países en desarrollo en especial, donde los contaminadores podrían emitir básicamente sin regulación alguna, debe tenerse mucho cuidado de no otorgar un exceso de derechos permanentes cuando se implementan estos sistemas de negociación.

En muchos de los primeros programas estadounidenses se lograron ahorros significativos en los costos; pero el potencial teórico rara vez se concretó (estimado por la comparación entre las regulaciones existentes con un modelo ideal en el cual se igualan los costos marginales de la mitigación, por ejemplo). En muchos programas hubo poco intercambio de permisos y los costos de transacción fueron elevados.

Conseguir que cada intercambio fuera aprobado individualmente por la autoridad respectiva presentó un obstáculo práctico considerable. Hubo poca confianza en la seguridad del derecho de propiedad que significaban los CRE (ver en el Capítulo 24 una discusión sobre el ahorro en los costos de mitigación del azufre). Los aspectos del diseño del instrumento que podían facilitar la entrada y retardar la salida de las empresas también fueron cruciales (ver Stavins y Whitehead 1997).

### **Comercio de permisos ambientales**

Un problema del comercio de permisos es que puede crear “zonas calientes” locales o regionales (es decir, subregiones con alta concentración de industrias y contaminación). Con los permisos transables, es posible tener crecimiento económico y mantener el total de emisiones a un nivel dado dentro de un país o una región específica. Ese nivel puede ser constante o disminuir a lo largo del tiempo en respuesta a las expectativas de desarrollo tecnológico o cambios en la demanda. Si se desea un ahorro en los costos, el área cubierta deber ser lo suficientemente grande como para permitir el intercambio entre contaminadores con diferentes niveles de costos de mitigación. Sin embargo, tampoco puede ser demasiado grande (y heterogénea), porque los niveles del daño pueden variar demasiado y en algunos lugares la contaminación puede ser especialmente alta. En modelos con múltiples receptores y fuentes (discutidos en el Capítulo 6), deben tomarse en cuenta los coeficientes de transferencia desde la fuente  $i$  al receptor  $j(z_{ij})$ . De lo contrario, no puede garantizarse que el programa no empeorará la contaminación ambiental en la zona caliente.

El problema de las zonas calientes puede resolverse con sistemas de permisos transables separados para cada área de relevancia o con un sistema de permisos ambientales espacialmente diferenciados (SPA). El SPA es óptimo si se ignoran sus costos de transacción y operación. Los SPA son complejos porque los contaminadores tienen que adquirir permisos diferentes para cada área receptora (en proporción a las emisiones y a los coeficientes de transferencia,  $e_i$  y  $z_{ij}$ , respectivamente). Una forma de simplificarlos es tener un sistema de permisos de emisiones definidos para el área total pero requiriendo que todo intercambio individual esté sujeto a aprobación, para de esta forma garantizar que los niveles ambientales no se deterioren en las “zonas calientes” prioritarias. Otra opción es darle diferentes valores a los permisos ambientales en diferentes áreas, creando “tasas de intercambio” diferenciadas para la transacción entre áreas o zonas (dependiendo de cuán sensibles sean). Esta modalidad se conoce como *intercambio zonal* y es la más simple de las modalidades de los SPA. El problema es que en esta se elimina gran parte de las atracciones del sistema. Los permisos en áreas con baja concentración industrial y poca contaminación perderán su valor si no pueden intercambiarse libremente con otros permisos. Al incrementarse la complejidad del sistema, aumentan también los cos-

tos de transacción y la percepción global de los permisos como derechos de propiedad atractivos se erosiona.

Las dificultades de los SPA se agravan si las reglas se cambian *ex post* en lugar de hacerlas explícitas desde el inicio del programa, lo cual restringe severamente las posibilidades de la agencia de protección ambiental de adaptar sus regulaciones a las nuevas condiciones. Para el caso de una agencia reguladora con poca experiencia o de un nuevo contaminante para el cual la incertidumbre es alta, los permisos transables pueden ser mucho menos eficientes que los que no se intercambian.

Las dificultades prácticas quedan ampliamente ilustradas por el hecho de que no existe aún un sistema de permisos ambientales verdaderamente completo. De hecho, su contraparte —impuestos o tarifas que varían según la región— también trae consigo muchas dificultades y no es frecuente (sin embargo, véase el ejemplo chino en el Capítulo 25). En suma, todo parece indicar que las diferencias en el daño deben ser considerables para que se justifique el costo extra de la diferenciación espacial del instrumento. Uno de los mejores ejemplos es el uso de las compensaciones en Estados Unidos, donde se permitieron nuevas fuentes en áreas de incumplimiento con la condición de que compraran CRE a las fuentes que ya existían, de forma tal que las emisiones totales se mejoraran o se mantuvieran constantes (Foster y Hahn 1995; ver intercambios de azufre en el Capítulo 24).

### *Asignaciones basadas en la producción y la eliminación gradual del plomo en la gasolina*

El Programa de Transferencia de Emisiones estaba basado en créditos ganados por reducciones voluntarias por encima de lo exigido por las regulaciones. Un sistema como ese no podía usarse para la eliminación completa de un contaminante, como por ejemplo la eliminación del plomo en la gasolina en Estados Unidos (ver Capítulo 22). Hasta hace poco, el programa de eliminación total del plomo en la gasolina fue uno de los casos más exitosos del uso de permisos transables.

La eliminación debía conseguirse en la forma de una función escalonada (cantidades decrecientes de gramos plomo por galón de gasolina). En el nivel agregado, debían cumplirse los peldaños del programa, pero para algunas refinerías seguirlos con exactitud habría sido extremadamente costoso. Así, la función de la transacción de permisos era permitir la flexibilidad y el ahorro de costos motivando a aquellas refinerías que ya tenían la tecnología para que reemplazaran el plomo más rápidamente de lo exigido y ahorraran los créditos por la reducción extra para usarlos ya sea para sí mismas en el futuro o para venderlos a otras compañías que tenían dificultades para cumplir a tiempo con la regulación.

Con el mecanismo de eliminación gradual del plomo, la distribución de los derechos se basaba en la producción; es decir, se regulaba la intensidad de la contaminación más que la contaminación total. Se distribuyeron derechos sobre el plomo a todos los vendedores en proporción a sus ventas de gasolina tanto en las refinerías como en las ventas al detalle. En este sentido, el instrumento es análogo al estándar de la intensidad de contaminación, con la diferencia importante de que los derechos son transables. También tiene ciertas similitudes con las operaciones de los pagos reembolsables por emisiones



(ver Capítulo 9). Estos mecanismos de distribución basados en la producción se suelen conocer como de referencia, porque la empresa debe competir contra una tasa referencial de intensidad de la contaminación, por así decirlo. Una consecuencia de atar la distribución de los permisos a la producción en lugar de subastarlos o usar el mecanismo de asignación con criterio histórico es que la sustitución de la producción no cumple ningún papel. Otra diferencia importante es que la distribución de los costos entre los contaminadores es diferenciada favoreciendo más a las nuevas empresas limpias que a aquellas que históricamente han emitido la proporción más grande de la contaminación (estas últimas en cambio han sido favorecidas por el mecanismo de asignación con criterios históricos). Esta diferencia puede ser decisiva para garantizar la viabilidad política del instrumento.

Cuando la distribución de permisos es fija, el sistema tiene un incentivo intrínseco para limitar la producción y el consumo del bien final en el cual la contaminación está incorporada, porque el costo marginal de la mitigación (el cual, en equilibrio, es igual al precio del permiso) forma parte del precio del producto. No obstante, ese incentivo no existe cuando la asignación de permisos se basa en la producción, porque en este caso a mayor producción mayor el número de créditos que se consigue. En este respecto, el sistema es teóricamente menos eficiente que los de tope y canje (o una carga pigouviana sobre el plomo). Ahora bien, el sistema basado en la producción puede preferirse para los casos en los cuales el efecto deseado es que los decisores incidan sobre la tecnología de mitigación (ver Capítulo 9 para un análisis más completo).

Es interesante notar que el programa de Estados Unidos para eliminar el plomo empezó formalmente en 1982 como una manera de “promediar entre las refinerías”, y durante sus primeros años los créditos solamente podían usarse en el período en el que fueran obtenidos. El intercambio se amplió posteriormente cuando se abrieron las posibilidades de “ahorrar” los permisos. El punto importante es que el primer paso del sistema fue la asignación y la distribución de los derechos de propiedad. Una vez que los agentes de la economía perciben que los derechos de propiedad son válidos y reales, harán sugerencias para negociar los permisos y consecuentemente habrá flexibilidad en los arreglos para el intercambio. Sin embargo, no tiene sentido construir mecanismos flexibles de intercambio si no hay seguridad sobre los derechos de propiedad subyacentes o no se confía en ellos.

Un aspecto vital en los sistemas de permisos transables es que sean una propiedad segura. Un valor constante para los permisos (sean derechos sobre la captura o sobre la contaminación) fortalece la seguridad del derecho, pero esto no siempre es posible. Un sistema de permisos puede incluir restricciones en la dirección del intercambio (p. ej., hacia las “zonas calientes”) o en términos de períodos temporales (p. ej., permisos según la estación del año o cuya validez tiene una fecha límite). Los permisos pueden otorgar derechos sobre participaciones de un total (como en el caso de las pesquerías) o puede establecerse que declinarán a una cierta tasa de forma que se agreguen mejoras a la calidad ambiental a lo largo del tiempo, como en el caso de la eliminación gradual de la gasolina con plomo. Más aun, el sistema de permisos puede revisarse periódicamente en fechas previamente definidas para renegociar o reestructurarlo según se necesite. Aunque estas y otras modificaciones son posibles, reducen significativamente la seguridad de la

propiedad y su característica de transables, los cuales son los factores que conducen a que los costos marginales se igualen y por ende a la eficiencia estática (y dinámica) (ver Parte III).

### ***Programas de tope y canje***

Durante los años noventa, los decisores en Estados Unidos se acercaron gradualmente a los programas de tope y canje, construidos a partir de programas anteriores pero con un mayor énfasis en el intercambio, la seguridad de los derechos de propiedad, y el nivel total de emisiones. El nombre de los programas es un indicador del procedimiento que siguen. En primer lugar, los reguladores determinan la cantidad total de emisiones o el tamaño de la extracción permitida del recurso (el tope). Luego, los derechos a esas emisiones se distribuyen entre los contaminadores, lo cual puede hacerse por diversos mecanismos, tales como la subasta o la asignación con criterios históricos, o por algún otro mecanismo que no esté en función de la producción, dado que el total de emisiones está limitado. Una vez distribuidos los permisos, son objeto de libre comercio entre los contaminadores que poseen los derechos. En la actualidad, el tope y canje es el tipo de programa de permisos transables más flexible. Es el que mejor se corresponde con el programa ideal de permisos transables descrito en el Recuadro 7-1 y en las Condiciones 7-2 y 7-3, dado que también regula el total de emisiones.

Siguiendo a Coase, se cree que en un programa de tope y canje la distribución inicial de permisos ejerce poca influencia en la asignación resultante (independientemente del método de asignación). Las participaciones, una vez distribuidas, pueden verse como ganancias inesperadas para las compañías que las reciben o sus accionistas<sup>1</sup>. Puesto que los permisos son transables, el propietario tiene que decidir si le conviene vender (o comprar) o conservarlos. Una unidad extra de contaminación implica costos para la empresa. En este sentido, el daño marginal de la contaminación (el costo de oportunidad de los permisos) se convierte en una parte del costo marginal de la producción de la empresa. De esta forma, una vez que se distribuyen los permisos, estos representan de hecho un derecho de propiedad sobre el ambiente. El efecto de los permisos sobre los precios del producto es muy similar a los de un impuesto pigouviano, porque el precio del producto final refleja el costo de la "renta" ambiental. Esta observación supone que las empresas tratan los permisos como bienes de capital líquido con un costo de oportunidad y que no los atesoran para mantener fuera a los competidores o a los vecinos, como podrían hacerlo en situación de monopolio. Hay, además, otro asunto importante: si los permisos son permanentes o no, y si no lo son, con qué frecuencia se actualiza el sistema. Si lo hace sobre la base de indicadores de desempeño (tales como emisiones o producción), entonces los incentivos al desempeño pueden verse más o menos afectados, dependiendo de la construcción que se escoja. De la misma manera, la escogencia de la forma en la cual se permite la entrada de nuevos actores al sistema puede tener efectos positivos sobre los niveles de producción o en la entrada y la salida de las empresas.

El programa de tope y canje más importante que se ha puesto en práctica hasta la fecha es el de los permisos transables para reducir las emisiones de óxidos de azufre y nitrógeno en Estados Unidos. El programa para el azufre ha sido considerado en líneas

generales como un gran éxito; el comercio de los permisos ha sido vigoroso y su precio ha caído por debajo de lo pronosticado, demostrando que las ventajas comparativas de mitigar han sido significativas y explotadas y, por esa vía, han disminuido los costos del cumplimiento (ver Capítulo 24).

RECLAIM es un programa dirigido a las emisiones de  $\text{NO}_x$  y  $\text{SO}_x$  (las fuentes principales de *smog* en el área de Los Angeles) generadas por equipos permitidos. Las empresas participantes reciben créditos transables en función de los picos de producción del pasado y de acuerdo a las reglas y medidas de control existentes. Los créditos se asignan cada año y pueden negociarse para usarlos el mismo año. RECLAIM se ha hecho conocido por la volatilidad considerable de los precios de los permisos, los cuales se dispararon de US\$ 500 a 60.000 en el tercer trimestre del año 2000, poniendo en entredicho el diseño del programa. No obstante, después se supo que ese incremento se debió parcialmente a una escasez excepcional de energía en California que conllevó la reapertura de unidades viejas muy contaminadoras. En enero del 2001 el precio tope alcanzado por los permisos fue de US\$ 15.000.

## Otros programas de emisiones transables

El concepto de los permisos transables está en expansión. Además de Estados Unidos otros países, como Chile y Polonia, los han usado para reducir la contaminación (Stavins y Zylicz 1995), y varios otros países dentro de la Unión Europea están cada vez más interesados en ellos. Este interés se ha debido a que los formuladores de política tienen expectativas sobre nuevas políticas relacionadas con los cambios climáticos y piensan que estas podrían adoptar la forma de permisos transables.

En el ámbito internacional, se ha progresado en la implementación de esquemas compensatorios internacionales en las negociaciones de los permisos de clima globales, como los Mecanismos de Desarrollo Limpio (MDL).

### **Chile**

Chile alberga el ejemplo más avanzado de permisos transables en un país en desarrollo. Su esquema de permisos se aplica a fuentes industriales puntuales de material particulado en la región metropolitana de Santiago. Los fundamentos legales del sistema se establecieron en 1992 por medio de un decreto que se aplica a las fuentes que sobrepasan una magnitud determinada (esto es, fuentes que emiten a la atmósfera a una tasa mayor de 1000 metros cúbicos por hora) y que fija el total de emisiones reguladas. El sistema también estipula un estándar de emisiones máximas en un monto de 112 miligramos de material particulado por metro cúbico. Las fuentes pueden negociar las reducciones de las emisiones que resulten en tasas de emisiones menores al estándar establecido, y las nuevas fuentes están obligadas a comprar créditos a las fuentes existentes como un prerrequisito para poder establecerse. A lo largo del tiempo se han reducido las emisiones con la disminución de los créditos en el sistema.

Para simplificar, solamente se regula al material particulado por encima de 10 micrómetros ( $>MP_{10}$ ). No se consideran aspectos temporales como variaciones estacionales o posición geográfica, a pesar de ser importantes.

El éxito del programa chileno es mixto. El comercio de los permisos ha sido poco y fundamentalmente entre las empresas, en parte por el alto grado de concentración de la propiedad y en parte por su diseño en cierto modo complicado, que requiere la intervención de las autoridades en las negociaciones. En este aspecto, la experiencia chilena parece un reflejo de algunos de los programas pioneros en Estados Unidos que fueron construidos sobre créditos por la reducción de emisiones. Entre las limitaciones del programa está el resentimiento de una parte del sector industrial, porque el transporte y otros sectores no fueron incluidos. Para abordar este asunto, se han sugerido propuestas limitadas con las cuales se reconocerían y negociarían reducciones de emisiones en otros sectores. Por otra parte, una ventaja considerable e importante de la experiencia chilena ha sido incentivar la declaración de las emisiones. Dado que los créditos se asignaron gratuitamente a las fuentes industriales, en función de sus emisiones en ese momento, fueron “descubiertas” muchas fuentes nuevas y datos incorrectos para fuentes viejas.

### **Europa**

La Comisión Europea lanzó el Programa Europeo de Cambio Climático en junio de 1990, donde se recomienda la transacción de emisiones dentro de la Unión Europea (European Commission 2002). Varios países europeos han empezado a preparar programas de transacción de diversos tipos. Al frente se encuentra el Reino Unido, donde ya existe un programa de permisos transables para embalajes (ver Capítulo 27)<sup>2</sup>. El Reino Unido está también en vías de implementar programas de permisos transables para rellenos sanitarios,  $NO_x$  y carbón.

El programa de permisos transables del Reino Unido para el carbón es bastante complejo porque a las industrias intensivas en energía se les trata de forma diferente. El programa de permisos transables (ETS, por sus siglas en inglés) es del tipo tope y canje. En él, se establece un total fijo de emisiones de carbón y la asignación de los permisos se hace con criterios históricos. El acuerdo sobre el impuesto por el cambio climático (CCLA, por sus siglas en inglés) para las empresas intensivas en energía opera sobre la base de metas relativas para la eficiencia energética. Así, las emisiones tienen un tope; las empresas tienen la opción de comerciar los permisos para cumplir con sus obligaciones.

En virtud de que se cobre una tarifa y de que el acuerdo es voluntario, se ha diseñado un mecanismo especial para persuadir a las empresas de participar en él (CCLA). Las empresas ofrecen vender reducciones de emisiones (en relación con la cuota de referencia) a cambio de una participación en el fondo fijo (215 millones de libras esterlinas) que el gobierno asignó para este programa. Finalmente, un mecanismo bastante complicado (“el Camino” o en inglés “*the Gateway*”) regula una forma limitada de intercambios entre los sistemas CCLA y ETS. Este mecanismo se usa con la intención de balancear diversos aspectos difíciles, como la eficiencia del diseño, equidad y viabilidad en relación con la competitividad. Los sectores intensivos en energía son usualmente diferentes del

resto de la industria y a menudo tienen el poder de demandar un tratamiento especial (ver el Capítulo 24 sobre los impuestos a la energía en Suecia).

Varios países europeos han comenzado a intercambiar “certificados verdes” basados en la obligación, por decreto o por ley, que tienen las empresas energéticas de emplear un cierto porcentaje de energías renovables o de fuentes no fósiles en su producción de electricidad. Aquellos productores de electricidad que han excedido sus participaciones pueden vender los certificados excedentes a otros productores con dificultades para cumplir con sus obligaciones.

Además, muchos otros países tienen programas de intercambio operacionales o planes avanzados, tales como la República Checa y Eslovaquia (para SO<sub>2</sub>) y Holanda (para NO<sub>x</sub>). El programa holandés pone énfasis considerable en el diseño y desarrollo institucional y fue el primero en Europa en establecer una unidad especializada en impuestos ambientales encargada de revisar y desarrollar impuestos ambientales en forma sistemática. También crearon una Autoridad de Emisiones para monitorear las emisiones y supervisar el desarrollo del intercambio de permisos.

## Lectura adicional

### Programas de Transferencia de Emisiones

(Inicios en Estados Unidos)  
Hahn 1989  
Krupnick 1986  
McGartland y Oates 1985  
Montero 2000  
Portney 1990  
Tietenberg 1985, 1990

### Fuera de Estados Unidos

Bhom 1999, 2000  
Convery 2001  
Convery y Katz 2001  
EEA 2000  
Grubb 2001  
O’Ryan 1996  
Stavins 2001

### Intercambio zonal y esquemas de intercambio de permisos ambientales

Kolstad 2000b  
Tietenberg 1992

## Programas de intercambio para otros recursos

Otro conjunto de programas de emisiones transables es el programa de cuotas individuales transferibles (CIT) para la pesca (ver Capítulo 28). Muchos de estos programas han reducido la pesca excesiva en forma dramática y así han restablecido los beneficios y salvado las reservas pesqueras. A pesar de su éxito, el proceso no ha carecido de problemas. Las pesquerías son un recurso valioso y la concentración de las participaciones en unas pocas manos ha creado tensiones sociales importantes en algunas comunidades pesqueras. También quedan por resolver otros problemas, como el desecho de peces juveniles. A pesar de ello, el balance general es positivo y una de las innovaciones importantes es que las cuotas no son sobre capturas fijas de peces, sino porcentajes de un total de captura permitido. La captura total permitida, a su vez, puede ser cambiada en el corto plazo como respuesta a las variaciones en el *stock*.

Otros ejemplos de programas de permisos transables en el manejo de los recursos naturales incluyen los derechos sobre las tierras de pastoreo, derechos sobre el agua, y derechos transferibles de desarrollo (DTD) en la planificación territorial. Los DTD permiten

a los planificadores solventar varios problemas asociados con otras formas tradicionales de control del uso de la tierra, como la zonificación. Un programa DTD restringe el desarrollo en una zona para, por ejemplo, permitir la creación de un parque. A cambio de ello, el propietario de la tierra recibe el derecho a transferir un “derecho de desarrollo” para otra zona donde se permite el desarrollo, con la ayuda de los DTD comprados desde la primera zona. La creación de una zona verde alrededor de una ciudad es un asunto que generalmente conlleva el problema y los costos de expropiar a los propietarios de la tierra. Al usar los DTD, se recompensa parcialmente a esos propietarios de la tierra, y un grupo grande de ellos comparte la carga. Sin embargo, este instrumento debe resolver todavía muchos aspectos legales (Miller 1999).

## Notas

1. Puede que haya ciertas diferencias entre los mecanismos de asignación con criterios históricos y la subasta, debido a los efectos que tienen sobre la riqueza, y también puede que haya ciertos efectos en la entrada y salida y, por lo tanto, en el tamaño y la estructura de la industria. Lo más probable es que la mayor diferencia sea la factibilidad política de un determinado esquema de permisos. Si no hubiera diferencias, entonces el único argumento a favor de la asignación con criterios históricos parecería ser la capacidad de negociación de los contaminadores o un concepto del derecho que favorece a quien tuvo primero la propiedad.

2. Inicialmente, el Reino Unido estuvo de alguna forma rezagado en materia de políticas ambientales, pero desde que la situación cambió los permisos transables parecieran haberse convertido en el instrumento favorito. En contraste, Alemania ha tenido desde hace tiempo una serie de políticas muy eficaces, entre las cuales se incluye el uso activo de “la mejor tecnología disponible”, impuestos ambientales y acuerdos voluntarios. Alemania es uno de los pocos países europeos que pareciera estar en camino de cumplir las metas del Protocolo de Kyoto. Que exista una necesidad real y un papel para un instrumento nuevo de política es algo más cuestionable en Alemania que en otros países europeos.

# *Impuestos*

**L**OS ECONOMISTAS SUELEN CONSIDERAR LAS CARGAS AMBIENTALES como los instrumentos más obvios de la política ambiental y de recursos naturales, y tienden a utilizarlas como un punto de referencia para otros instrumentos. Las cargas ambientales puras se conocen como “impuestos pigouvianos” si equivalen al daño social marginal (p. ej., de algún tipo de contaminación) (ver Recuadro 8-1). Al menos bajo varias suposiciones clásicas (que incluyen reguladores bien informados, honestos y maximizadores del bienestar, así como conceptos adecuados de los derechos de propiedad), las cargas puras tienen algunos rasgos de optimalidad. Sin embargo, en muchos casos el impuesto ambiental puro es difícil de usar (p. ej., si la contaminación es invisible) y los sustitutos o aproximaciones disponibles (como los impuestos a los insumos o a la producción) son más o menos adecuados.

En este capítulo, veremos algunas de las diferencias entre estas alternativas.

### **Impuestos pigouvianos**

Una de las condiciones principales de la optimalidad es que el impuesto pigouviano sea equivalente al monto de los daños marginales, los cuales son difíciles de establecer. Las razones de dicha dificultad incluyen una falta de comprensión de la característica de multiservicio y bien público de los ecosistemas (normalmente, los precios de mercado están ausentes, y un segmento amplio de la economía ambiental se dedica a estudiar distintos métodos de valoración sin mercado). Una complicación adicional es el hecho de que la curva de daño puede tener una pendiente grande. Es importante que la agencia ambiental en cuestión establezca el impuesto o carga equivalente a los daños marginales en el nivel de contaminación óptimo (es decir, en la intersección entre las curvas de daño y costo marginal), que puede diferir de los daños marginales en el momento mismo de la decisión (p. ej., ver Figura 6-2 en el Capítulo 6).

### Recuadro 8-1. Impuestos pigouvianos

Consideremos una empresa que busca maximizar sus ganancias después de los costos de mitigación y los impuestos:

$$\max Pq_i - c_i(q_i, a_i) - T e_i(q_i, a_i) \quad (8-1)$$

donde  $P$  es el precio del producto,  $q$  es la producción,  $i$  es la empresa,  $c$  son los costos de producción,  $a$  es la mitigación,  $e$  son las emisiones, y  $T$  es el impuesto pigouviano. Las condiciones de primer orden suficientes y necesarias para una compañía con costos de producción y mitigación positivos son:

$$P = c_q' + T e_q' \quad (8-2)$$

$$c_a' = -T e_a' \quad (8-3)$$

donde  $c_q'$  es la derivada de los costos de producción con respecto a la producción.

Una comparación de las Condiciones 8-2 y 8-3 con las condiciones para la optimalidad en las Condiciones 6-2 y 6-3 muestra que estas son idénticas siempre y cuando el impuesto pigouviano sea igual al nivel de los daños marginales ( $T=D'$ ).

En el caso particular de las economías de crecimiento rápido (como algunas economías de rápido desarrollo y varias de las economías anteriormente planificadas), puede ser difícil calcular los daños marginales actuales u observados, y evaluar su costo en el óptimo hipotético al cual la sociedad aspira es aún más arduo. En un escenario con niveles históricamente elevados de contaminación (como en muchos países del este europeo), se puede esperar que el daño marginal disminuya significativamente a medida que se van limpiando los peores excesos de la contaminación. En el largo plazo, sería crucial no sobrestimar la carga pigouviana: podría resultar demasiado elevada y, mientras tanto, los impuestos altos causarían cierres innecesarios en las empresas, desempleo y oposición al instrumento de carga ambiental *per se* (ver Capítulo 25).

La precisión temporal es fundamental en el contexto de la implementación de instrumentos de política, porque las cargas ambientales pueden generar problemas de liquidez para las empresas; estas pagan los impuestos más elevados al tiempo que sus costos de inversión ambiental también son los más elevados. Una solución a este problema de flujo de fondos es exigir un impuesto bipartito a los contaminadores: un impuesto cero o muy bajo hasta cierto nivel "aceptable" de contaminación, y un impuesto más alto para la "contaminación excesiva". Los proponentes de este esquema afirman que obliga a los contaminadores a pagar el impuesto apropiado en el margen, dejándole suficientes fondos a la empresa para financiar sus inversiones en mitigación (y evitar la quiebra). Un impuesto bipartito sería apropiado para un concepto intermedio de derechos de propiedad sobre el ambiente. Por ejemplo, una empresa con derechos a un nivel mínimo de servicios ecosistémicos pagaría nada o muy poco; una



empresa que necesita contaminar o utilizar recursos por encima de ese nivel pagaría el monto total por el uso de un recurso al cual no tiene derecho alguno. Este principio se relaciona con los pagos reembolsables por emisiones y los subsidios (ver Capítulos 9 y 15).

Cabe recalcar que un impuesto pigouviano (es decir, igual a los daños marginales) es, en ciertas circunstancias y desde una perspectiva amplia, una solución completa al problema de cómo internalizar las externalidades. Dicho impuesto es no solo necesario sino también suficiente, al menos si se adapta de modo que los impuestos varíen con las variaciones geográficas y temporales en la función de daño. Las víctimas de la contaminación no tienen que ser compensadas para llegar a una asignación eficiente de los recursos (Oates 1983, Baumol y Oates 1988, Capítulo 4). Aunque pueden existir razones de bienestar (basadas en un asunto de ética o de derechos) para compensar a las víctimas, esta práctica podría constituir un incentivo indeseable para que estas se ubiquen cerca de los contaminadores y a propósito no tomen las precauciones necesarias para protegerse de los efectos de la contaminación y así cobrar la compensación.

Un impuesto a las víctimas podría, en ciertas circunstancias, utilizarse para mantenerlas alejadas de esos sitios, reduciendo así el daño ambiental, al menos según la medida convencional de desutilidad (Coase 1960). En general, esta política no se percibe como atractiva o justa, pero sí ilustra la naturaleza del problema. Consideremos, por ejemplo, a personas que se ubican intencionalmente cerca de ríos propensos a inundarse y luego reciben una compensación cada vez que los ríos se rebalsan. La regla de “impuesto igual a los daños” basta para mantener los daños en el nivel social óptimo y, al menos desde el punto de vista de la asignación, los instrumentos adicionales (como la compensación) solo alejan los incentivos de su nivel óptimo. Sin embargo, en algunos casos, las víctimas son pocas e incapaces de tomar medidas para incrementar o disminuir el efecto (p. ej., protegiéndose a sí mismas o mediante los efectos perversos de mudarse en relación con la ubicación del contaminador), como cuando una comunidad decide implementar una tecnología que incomodará a una pequeña minoría de personas especialmente sensibles. En esos casos, es probable que la compensación sea justificada, pero debe diseñarse como una suma fija para evitar los incentivos perversos para las víctimas.

El establecimiento del nivel del impuesto no es un asunto trivial; de hecho, es una de las dificultades principales del enfoque de impuestos o cargas. Además de la dificultad puramente técnica de estimar las pendientes de las curvas de daño y costos de mitigación (y su intersección), deben abordarse numerosos aspectos políticos y de información. Las empresas de las cuales la agencia ambiental espera recibir la información suelen tener sus razones tácticas para esconder o distorsionarla, y los contaminadores (empresas, sus sindicatos, o incluso otros organismos públicos, como las municipalidades, que se encuentran entre los peores infractores) pueden ejercer una presión considerable sobre la agencia de protección ambiental para lograr impuestos más bajos o nulos. Además, como es típico que las municipalidades carezcan de fondos y desempeñen el doble papel de contaminador y regulador, a veces pueden otorgarse a sí mismas algún tipo de inmunidad.

En muchas situaciones reales, la carga se ajusta a través de la prueba y error. Se puede emular una forma de *tâtonnement* (utilizando prueba y error para obtener una solución óptima; en este contexto, no solo para inversiones de fin de ciclo (*end-of-pipe*) sino para todas las inversiones donde la mitigación sea un elemento quizás pequeño pero inseparable). Sin

embargo, este enfoque puede ser poco satisfactorio, en particular cuando las inversiones en mitigación son caras y la estabilidad en el largo plazo es importante para cualquier política que afecte las inversiones sin incurrir en costos indebidos. La introducción de un impuesto dado en pasos pequeños y previamente anunciados puede ayudar a reducir la resistencia al mismo. Más importante aún, este enfoque permite que las empresas se queden con los fondos suficientes para evitar los problemas de liquidez normalmente asociados con las cargas ambientales. Sin embargo, se podría desarrollar una trayectoria dependiente de los niveles bajos de impuestos hacen que la empresa haga inversiones menores de fin de ciclo que más adelante resultan insuficientes y, por lo tanto, innecesarias, porque el proceso debe ser cambiado radicalmente como resultado de los impuestos ambientales más altos. Una tarifa o carga que se reembolse parcialmente (ver Capítulo 9) —o algún otro instrumento que implique costos totales menores (pero los mismos costos marginales) para el contaminador— podría generar una menor oposición por parte de los contaminadores y ser mayor de lo que es posible para un impuesto puro.

Cuando los daños son difíciles de estimar, a veces se utilizan los costos de mitigación como aproximación. Aunque se supone que en un equilibrio los dos costos marginales son equivalentes, ambos tienen pendientes, de modo que es poco probable que una estimación puntual de uno de ellos sea el valor óptimo. Sin embargo, si solo se puede estimar los costos de mitigación, este enfoque ofrece la ventaja de brindarle a los reguladores una noción del rango de valores razonable y una idea de las consecuencias financieras para las empresas.

En algunos contextos donde la regulación es el instrumento principal, se cobran multas por incumplir con las normas o leyes. Las multas suelen equivaler al “dinero ganado” por no cumplir, que equivale más o menos a los costos de mitigación evadidos. Si la multa es el único castigo por el incumplimiento (y si la detección es automática), entonces la regulación puede ser analizada como si fuera una carga, donde la multa toma el lugar de esta última (para casos más complejos, con probabilidades de monitoreo y aversión al riesgo, ver Capítulo 16).

Algunas veces, la dificultad en decidir el nivel de una carga o impuesto ambiental se atribuye solamente al instrumento de política, lo cual es un tanto equivocado. Por ejemplo, se podría afirmar que la agencia de protección ambiental debe utilizar la prueba y error para encontrar el nivel de cobro apropiado para cumplir con la meta de emisiones esperada. Esta afirmación sería correcta si el nivel de mitigación esperado fuese exógeno y la única preocupación fuese alcanzar el objetivo de mitigación de manera costo eficiente. Sin embargo, el objetivo no se puede determinar sin la misma información necesaria para encontrar el nivel de la carga. Podríamos hablar de un nivel óptimo de carga (que se basaría en un estimado bastante confiable de cuánto pueden “costear” las empresas, o cuánto pagarán voluntariamente sin emigrar o apelar el impuesto) y de prueba y error con límites cuantitativos para alcanzar el costo de mitigación correspondiente.

Desde el punto de vista de la eficiencia, la determinación de ambas variables (cuota y cantidad) es simultánea y simétrica. Sin embargo, en la protección ambiental práctica, los niveles meta pueden ser formulados por ecologistas o ingenieros (en lugar de economistas) y alcanzar la aceptación general sin ser deducidos explícitamente de un análisis de los costos marginales de mitigación y daño ambiental. En situaciones seriamente irreversibles o con valores de umbral, este enfoque puede ser el adecuado (los instrumentos

utilizados en condiciones de incertidumbre se comparan en la Parte III). También puede servir en políticas nacionales formuladas para cumplir con obligaciones adquiridas en tratados internacionales.

## Impuestos, cargas y fondos con destino específico

A menudo, los términos *impuestos* y *cargas* se usan indistintamente en este y otros textos. Sin embargo, normalmente los *impuestos* se reservan para montos establecidos políticamente en lugar de administrativamente y suelen ingresar a la hacienda pública en lugar de asignarse para el uso local o sectorial, mientras que las *cargas* pueden ser impuestas y apropiadas por agencias sectoriales. En principio, esta distinción es importante, pero también existen algunos tipos híbridos de pago, como los pagos políticamente establecidos y previamente asignados para fondos ambientales, o los pagos establecidos localmente que se destinan a la hacienda pública. El análisis anterior corresponde al impuesto pigouviano clásico; sin embargo, los impuestos tienen un par de desventajas, una de las cuales es el proceso legal relativamente complejo requerido para aprobar y modificar las leyes fiscales, que puede tornar algo brusco el instrumento impositivo.

Más aun, muchos políticos han encontrado una resistencia considerable a los impuestos ambientales, pero las cargas locales o sectoriales (sobre las cuales el contaminador o usuario del recurso ejerce alguna influencia) son aceptadas más fácilmente (ver Capítulos 14 y 16). En muchos países, la percepción es que los fondos que van a la hacienda pública “se pierden”, mientras que los fondos que permanecen dentro de un sector o región, no. Los ambientalistas también prefieren las cargas previamente asignadas para la mitigación financiada públicamente. Algunos incluso consideran que el principal propósito del pago es recaudar dinero para esos propósitos, lo cual no concuerda con los puntos centrales de un impuesto pigouviano (es decir, el incentivo para la mitigación y el efecto de sustitución de la producción).

En general, los economistas desconfían de los impuestos con fines específicos, pues argumentan que todos los ingresos fiscales deberían ir a la hacienda y que los bienes públicos (incluyendo la mitigación) deberían competir en los mismos términos por los fondos públicos. Tanto en los países desarrollados como en desarrollo, la consignación de los fondos para fines específicos se considera como un obstáculo más a la optimización de los impuestos y gastos del gobierno (McLeary 1991, OECD 1996). Con un enfoque así, jamás será la política óptima. Se requieren otros acercamientos —como la escogencia pública o la información asimétrica— para permitir la posibilidad de la consignación como una estrategia (de segundo óptimo).

En general, la tradición financiera europea se opone a los fondos con destino específico (Inglaterra y Francia se discuten en el Capítulo 2); sin embargo, en Estados Unidos y muchos otros países industrializados y en desarrollo, es común consignar los fondos para iniciativas de gran valor económico, como la construcción de carreteras. En una economía donde muchos fondos ya están predestinados y donde la asignación pública de fondos no opera de manera óptima, los argumentos de la economía política podrían favorecer la consignación de algunos pagos ambientales, también. Una situación análoga

en el campo de la política ambiental se relaciona con la gestión de aguas y aguas residuales, por la cual se cobra una cuota para financiar la oferta. De manera similar, el dinero proveniente de licencias de pesca y caza se suele utilizar para preservar el hábitat. El sistema estadounidense parece preferir los fondos con destino específico no solamente para la construcción de carreteras, sino también de las cargas ambientales, como ilustran el Superfondo, el Fondo Fiduciario para los Derrames de Petróleo (Oil Spill Liability Trust Fund), y otros fondos a los cuales se destinan la mayoría de los impuestos ambientales en ese país. A pesar de la actitud relativamente negativa hacia la consignación (p. ej., de impuestos a la gasolina) en Francia, las cargas por agua y los impuestos a las emisiones de azufre, compuestos orgánicos volátiles y óxidos de nitrógeno se destinan para inversiones en mitigación por las empresas contaminadoras (p. ej., OECD 1995).

Si aceptamos algún tipo de asignación previa del destino de los fondos, entonces un uso razonable sería utilizar los impuestos sobre el azufre para financiar el encalado de los lagos, porque este ayuda a restaurar su capacidad de soportar la lluvia ácida causada por las emisiones de azufre. Aunque sería solo una coincidencia que la asignación óptima para el encalado coincidiera con la recaudación de un impuesto sobre el azufre, este arreglo podría ser políticamente conveniente. Uno de los primeros proponentes de los fondos con destino específico esgrimió algunos argumentos de escogencia pública sumamente convincentes a favor de estos como mecanismo flexible para asignar bienes públicos (Buchanan 1965). Los aspectos distribucionales también pueden ser importantes. Si todos los impuestos se recaudan en un área urbana, por ejemplo, es de esperar una presión local para mantener en ella lo recaudado, opuesta a distribuirlo a lo largo de la nación (ver Capítulos 25 y 31). De forma similar, si un grupo dado de personas (conductores, por ejemplo) paga más impuestos, este grupo presionará para que el gasto de lo recaudado lo beneficie. En el mundo real, los gobiernos no distinguen bien entre los agentes de la economía. En particular, cuando los impuestos ambientales tienen una recaudación potencial considerable (como el impuesto al carbono), los efectos distribucionales de la imposición y el gasto pueden ser significativos. En esos casos, deben tomarse en cuenta también los efectos de equilibrio general de la recaudación (Capítulo 14). En ausencia de instrumentos fiscales y de transferencia óptimos, la asignación previa de los fondos puede ser la estrategia de segundo óptimo (Pirttilä 1998).

## Impuestos sobre los insumos y la producción

Cuando el monitoreo de las emisiones resulta imposible, difícil o costoso, se pueden cobrar impuestos sobre algún insumo o producto más fácil de monitorear, que sea un buen indicador (aproximación) de la contaminación por regular. En aras de la simplificación, los impuestos sobre los insumos o la producción se incluyen a veces en los impuestos ambientales, pero en realidad difieren un tanto de estos. En ocasiones, se les conoce como impuestos presuntivos porque, en ausencia de un monitoreo directo, se asume que el agente que utiliza cierto insumo o genera cierto producto está contaminando.

## Recuadro 8-2. Impuestos sobre los insumos o la producción con motivación ambiental

Consideremos una empresa como la del Recuadro 8-1, con la diferencia de que no se dispone de medidas para la mitigación. Esto se puede modelar reemplazando  $e_i(q, a)$  de la Ecuación 8-1 por  $e_i = \xi q_i$ , donde  $e_i$  son las emisiones y  $\xi$  es una constante. Esta sustitución implica que no hay mitigación ( $a$ ), arrojando:

$$\max Pq_i - c_i(q_i) - T\xi q_i \quad (8-1')$$

donde  $P$  es el precio del producto,  $q_i$  es la producción,  $i$  es la empresa,  $c$  son los costos de producción, y  $T$  es el impuesto pigouviano. Ahora hay una sola condición de primer orden:

$$P = c'_q + T\xi \quad (8-2')$$

donde  $c'_q$  es la derivada de los costos de producción con respecto a la producción.

La función de bienestar (Ecuación 6-1) que el planificador social busca maximizar se convierte en  $W = \sum_i [Pq_i - c_i(q_i)] - D(\sum_i \xi q_i)$ , dando la condición  $P = c'_q + \xi D'$ , donde  $D$  es el daño marginal (comparar esta condición con la Condición 6-2; la Condición 6-3 no tiene contraparte porque no hay mitigación). Como era de esperar, el resultado se alcanza estableciendo un impuesto equivalente al daño marginal  $T = D'$ . Como el coeficiente de emisión es una constante, el impuesto sobre las emisiones puede reemplazarse por un impuesto a la producción  $T\xi$  por unidad producida.

Como el monitoreo de emisiones individuales es a menudo imposible en los países en desarrollo, algunos investigadores sugieren que deben utilizarse impuestos presuntivos; por ejemplo, impuestos basados en insumos o productos que se pueden considerar como complementos cercanos de la contaminación. Un contaminador que demuestra la mitigación o el uso de tecnología limpia puede ser exento o reembolsado, pero la carga de la prueba se transfiere de la agencia de protección ambiental hacia la empresa (Eskeland y Devarajan 1996). La importancia de este factor es mayor en los países pobres en desarrollo, con poca experiencia en el control ambiental. Los impuestos selectivos sobre productos como automóviles, combustible y cigarrillos ya suman una gran proporción de la imposición en esos países (Stern 1996). Aunque las motivaciones ambientales pueden haber desempeñado un papel en la creación de dichos impuestos, la razón principal es probablemente la facilitación de la administración fiscal; otro factor puede ser que resulta relativamente atractivo gravar estos bienes como bienes de lujo, o por razones éticas o morales.

Si la producción de una empresa se relaciona de cerca con la contaminación por regular, entonces un impuesto sobre el producto puede ser una buena aproximación. Consideremos, por ejemplo, una empresa que produce hidroclorofluorocarbonos (HCFC, sustitutos de los clorofluorocarbonos menos dañinos para la capa de ozono). Un impuesto a la producción sería similar a un impuesto al agotamiento de la capa de ozono, aunque debería haber una deducción para los HCFC reciclados o recolectados en sistemas cerrados. El

funcionamiento de un impuesto sobre la producción se ilustra en el Recuadro 8-2. El mismo enfoque sirve para el uso de insumos directamente relacionados con la magnitud de la contaminación. Así, si una empresa utiliza los HCFC como insumo, entonces un impuesto sobre el insumo equivaldría a un impuesto sobre el agotamiento de la capa de ozono (a menos que la empresa recoja y se deshaga de los químicos de alguna manera apropiada, en cuyo caso el impuesto sería devuelto).

Si no se dispone de ningún tipo de tecnología para la mitigación (lo cual es sumamente improbable), entonces un impuesto sobre el producto será la respuesta óptima, porque incorpora la externalidad al precio del producto y permite así que el lado de la demanda tenga un "efecto de producto" (es decir, una menor producción como resultado de que los consumidores eligen otros bienes). Sin embargo, si existe la posibilidad de algún tipo de mitigación, entonces un impuesto sobre la producción será subóptimo. Si las posibilidades de mitigación son muy limitadas y el monitoreo es difícil, entonces los impuestos sobre los insumos o la producción pueden ser instrumentos adecuados de segundo óptimo. Los impuestos a la gasolina ejemplifican lo anterior: por su naturaleza inflamable, en la mayoría de los países la gasolina se vende sujeta a cierto grado de control físico, de modo que el costo extra (administrativo y técnico) de gravar la venta de gasolina es pequeño. La relación entre el consumo de gasolina y el daño ambiental causado por las emisiones vehiculares no es sencilla, pero valorar y monitorear las emisiones es tan complicado que frecuentemente los impuestos a la gasolina se designan como aproximaciones. En este caso, los impuestos sobre el insumo no proveen incentivos al progreso técnico o la sustitución que podrían impulsar la mitigación y, por lo tanto, podría ser ventajoso combinar dichos impuestos con otros instrumentos, tales como los convertidores catalíticos obligatorios o incluso subsidios a este tipo de tecnología de mitigación (ver Capítulo 4).

Los impuestos presuntivos proveen un incentivo para que las empresas limpias revelen su tecnología si esto les permite reducir sus pagos. Un buen ejemplo es el impuesto sueco sobre el contenido de azufre de los combustibles. Se supone que el azufre se libera durante la combustión. Sin embargo, este impuesto se reembolsa cuando se prueba la mitigación (ver Capítulo 24). Este método es un tanto similar al sistema de depósito-reembolso (ver Capítulo 9) o lo que se conoce como *gasto fiscal*, una excepción del gravamen que se puede considerar como un subsidio implícito para cierto tipo de actividad. Los gastos fiscales son bastante comunes en la OECD y los países en desarrollo (Stern 1993, 1996; ver también Capítulo 24).

## Impuestos sobre los recursos naturales

En el manejo de recursos naturales, la contraparte de los impuestos pigouvianos es el cobro de tarifas como los derechos de minería, el impuesto sobre árboles en pie, las tarifas de uso y los impuestos territoriales. Estos pagos se pueden cobrar por los efectos externos o por la ausencia de derechos de propiedad y por lo tanto de pagos por la renta por escasez ( $\lambda$ ), como en la regla de Hotelling (ver Capítulo 4). La formulación

de políticas trata de corregir por externalidades y otras fallas de mercado, así como de imponer una renta por escasez  $\lambda$  cuando no hay un propietario efectivo que reclame dicha renta. Este análisis es análogo al del caso de los minerales agotables discutido en el Capítulo 4; sin embargo, para muchos recursos naturales (como bosques, agua, peces y otros recursos del ecosistema), las dinámicas son más complicadas. Las tarifas cobradas por recursos naturales se suelen considerar como una fuente cuantiosa de ingresos en países de bajos ingresos, y podrían serlo en otros países, también (algunos ejemplos se discuten en la Parte VI).

# *Subsidios, esquemas de depósito-reembolso y pago reembolsable por emisiones*

**E**L CAPÍTULO 8 ABORDÓ VARIAS FORMAS de impuestos o cargas. Se dice que el “otro tipo” de instrumento de mercado es el subsidio. Aunque para los no iniciados pareciera que ambos instrumentos difieren mucho entre sí, los economistas tienden a considerar que los subsidios son similares a los impuestos. Pueden analizarse en parte como impuestos negativos, y si lo pensamos un poco veremos que, en efecto, son similares en muchos aspectos superficiales, pero que también hay diferencias cruciales entre los impuestos y los subsidios.

En un nivel más profundo, las diferencias principales entre impuestos y subsidios son sus implicaciones para los aspectos de propiedad y derechos sobre la naturaleza. Asimismo, hay más combinaciones e híbridos de impuestos y subsidios de los que podría apreciarse a primera vista. Pueden ser muy interesantes desde el punto de vista de políticas, porque permiten a los decisores mantener algunos de los aspectos positivos de un instrumento dado y evitar algunos de los negativos.

### Los subsidios y su eliminación

Existen muchos tipos de subsidios, desde los gastos fiscales (ver Capítulo 8) hasta los clásicos pagos presupuestados directos para apoyar ciertas actividades (o personas). Los subsidios se pueden aplicar al pago por ciertos “servicios”, precios de ciertos insumos o tecnología, préstamos, o acceso a mercados de crédito.

Como se muestra en el Recuadro 9-1, los subsidios funcionan de manera similar a los impuestos, pero sus propiedades con respecto al número de empresas en una industria son diferentes. Los subsidios carecen de los efectos de sustitución de la producción de los impuestos. No solo faltan el precio y por lo tanto el efecto sobre la producción, sino que al menos algunos subsidios (como los analizados en el Recu-



### Recuadro 9-1. Similitudes y diferencias entre subsidios e impuestos

Un subsidio puede ser un reembolso directo (parcial) de los costos de mitigación o un pago fijo por unidad de reducción de las emisiones. En el segundo caso, el subsidio se puede percibir como un tipo de impuesto negativo. Supongamos que la empresa contaminadora ( $i$ ) tiene un nivel inicial de emisiones de  $e_0$  y recibe un subsidio  $T$  por cada unidad de emisiones mitigada más allá del nivel inicial. El contaminador recibe entonces un subsidio  $T(e_0 - e) = Te_0 - Te$ , que se puede considerar como casi idéntico al caso del impuesto en la Ecuación 8-1 (ver Capítulo 8) si  $T$  equivale al impuesto pigouviano.

De hecho, el subsidio es una combinación de un impuesto variable ( $Te$ ) y un subsidio fijo ( $Te_0$ ). Como el subsidio es fijo, este componente no afecta las condiciones de primer orden para la optimalidad de una empresa representativa, que son las mismas Condiciones 8-2 y 8-3 (ver Capítulo 8). De este modo, dicha empresa tendrá los mismos incentivos para la mitigación, lo cual muestra que hay en efecto alguna similitud entre un impuesto y un subsidio. Sin embargo, la diferencia con el subsidio es que reduce los costos total y promedio de la empresa, haciéndolos más bajos con subsidios que con impuestos. Una empresa marginal que se saldría del mercado (dejando de producir o llegando a la bancarrota) con los impuestos podría sobrevivir con los subsidios. En consecuencia, la industria como un todo tenderá a contener demasiadas empresas y a producir demasiado.

En términos de la eficiencia en la asignación, este escenario es una pérdida (aunque podríamos imaginar situaciones donde se le consideraría como una ventaja). En el largo plazo, se podría desincentivar el ingreso y el número de empresas en la industria dada diferiría como entre un esquema de subsidios y un régimen de impuestos. Por otro lado, si el subsidio cubre solamente los costos de mitigación, entonces no hay un incentivo para el ingreso.

dro 9-1) crean un efecto perverso u opuesto, porque tienden a incentivar el ingreso (o retardar la salida) de las empresas contaminadoras, lo cual resulta en demasiadas empresas y demasiada producción y contaminación (quizás incluso más contaminación que cuando no hay regulación; Baumol y Oates 1988) (ver Capítulo 14).

Un diseño cuidadoso puede reducir el efecto perverso de los subsidios (esta es la otra opción mencionada en el Recuadro 9-1). En lugar de un pago por cada unidad de mitigación a partir de una línea base, normalmente el subsidio es un reembolso (parcial) de costos de mitigación verificados (a menudo costos fijos de capital por un filtro, convertidor catalítico, etc.). El instrumento del subsidio no cumple con el principio de “quien contamina paga” pero, y en parte por esa razón, es popular entre los contaminadores y en algunos casos puede ser factible desde el punto de vista práctico, en particular cuando otros instrumentos son imposibles (p. ej., cuando no se puede identificar un contaminador, como es el caso en algunos casos históricos de contaminación, particularmente en las economías en desarrollo o antiguamente planificadas). Si no existe una empresa contaminadora, está en quiebra o no se puede identificar (como en algunos tipos de derrames petroleros), la única opción del sector público podría ser financiar la limpieza con fondos públicos, o subsidiar otras empresas para que ellas la hagan. Lo mismo vale si, por otras razones, el poder del sector público es insuficiente. Sin embargo, responsabilizar a toda una industria

por ciertos tipos de limpieza puede generar conflictos, como muestra la experiencia de los Estados Unidos con la limpieza de sitios de materiales peligrosos bajo el Superfondo.

Otras situaciones que podrían ameritar subsidios se presentan cuando el contaminador tiene los derechos de propiedad sobre un determinado recurso que la sociedad desea, o cuando se trata de financiar investigación y desarrollo con características notorias de bien público. Típicamente, este tipo de investigación está subfinanciado porque las empresas no se pueden beneficiar de él. En muchos países, se describe el mercado de créditos como “imperfecto” y escéptico hacia los préstamos para el financiamiento de inversiones en mitigación pura. Esta falta de provisión para la investigación también podría ameritar subsidios (o la provisión pública). El argumento más práctico en contra de los subsidios es que como instrumento de política son demasiado caros, especialmente en los países en desarrollo, donde el costo de oportunidad de los fondos públicos es elevado. En estos países, recaudar impuestos es especialmente difícil y hay muchas necesidades urgentes (como la educación primaria y la salud) que satisfacer.

En realidad, el aspecto más relevante para el ambiente no son los subsidios para la mitigación sino la prevalencia de subsidios perversos que favorecen la contaminación. Los subsidios inapropiados promueven en lugar de prevenir el comportamiento que destruye el ambiente. Algunos ejemplos bien conocidos incluyen los grandes subsidios para el uso de energía en muchos países, en particular los exportadores de petróleo y las economías anteriormente planificadas (Kosmo 1987). Estas últimas no solo subsidiaron el consumo doméstico de energía sino de todos los recursos naturales (Bluffstone y Larson 1997). En la industria pesquera, los subsidios dañinos (que aumentan en lugar de disminuir el esfuerzo pesquero) son comunes, y en décadas recientes se han documentado enormes subsidios para la destrucción del bosque en Brasil (Binswanger 1991; ver también Capítulo 30). Los subsidios perversos son tan comunes que la “eliminación del subsidio” (de plaguicidas, combustibles fósiles y conversión de la tierra en la Amazonía brasilera) se suele clasificar como un instrumento de política ambiental en sí misma.

Es un tanto irónico que la eliminación de una mala política se clasifique como un nuevo instrumento de política. Sin embargo, eliminar subsidios es políticamente complicado, porque los subsidios se entrelazan con intereses creados. De hecho, el valor de los subsidios (o de los gastos fiscales en bienes y servicios que están implícitamente subsidiados porque deberían estar sujetos a impuestos pigouvianos) se suele capitalizar en valores de propiedad. Si un individuo compra una casa con calefacción eléctrica en un clima frío, entonces la confiabilidad del sistema de calefacción es una de las características más importantes de la casa. Si el gobierno cambia el valor de este atributo tras la compra de la casa, aboliendo la energía nuclear o gravando los combustibles fósiles, entonces el valor de la casa caería en picada. Las propiedades adquiridas justo antes de un cambio de política pueden sufrir pérdidas de valor particularmente sensibles. En general, la economía política de los subsidios se basa en el hecho de que sus beneficiarios suelen ser pocos y estar bien organizados, mientras que los posibles perdedores son muchos y tienen un interés pequeño y difuso (ver Capítulo 16).

## Recuadro 9-2. La operación técnica de los sistemas de depósito-reembolso

Si la producción ( $q$ ) en nuestro modelo es idéntica a la contaminación ( $e$ ) que se requiere mitigar, como en el caso de las baterías de cadmio, y la mitigación ( $a$ ) conlleva la recolección del producto utilizado para su reciclaje, entonces una ecuación como la 8-1 puede modelar una función simple de daño para la empresa:  $e_i(q_i, a_i) = q_i - a_i$ . Las condiciones de primer orden son, simplemente:

$$P = c_o' + T \quad (9-1)$$

$$c_o' = T \quad (9-2)$$

donde  $P$  es el precio del producto,  $c$  los costos de producción, y  $T$  es el valor del reembolso. El monto del daño de la eliminación inadecuada está incluido en el precio, y hay un incentivo para la "mitigación" (recolección y retorno) que llega hasta el valor del reembolso.

## Depósito-reembolso, exención fiscal y otros sistemas tarifarios bipartitos

Además de los instrumentos de política básicos mencionados anteriormente, existen varios instrumentos más complejos, muchos de los cuales son combinaciones de los otros. De hecho, la combinación de instrumentos es un área fértil. Las restricciones de cantidad, por ejemplo, se pueden combinar con un (pequeño) subsidio para el sobrecumplimiento o con multas (altas) por la contaminación emitida por encima de cierto nivel. Dichas combinaciones pueden funcionar como una "válvula de escape" si los reguladores no están seguros del nivel óptimo de contaminación (ver Capítulo 13). También pueden brindar una forma de recabar información sobre los costos de mitigación.

Algunas combinaciones están tan bien establecidas que se las considera como instrumentos de política por derecho propio. Uno de estos instrumentos es el sistema de depósito-reembolso, que incluye una carga sobre un ítem particular y un subsidio por su retorno. Este instrumento se puede usar para promover el reciclaje. Suponiendo que la eliminación de la basura es inconveniente por razones ecológicas, la combinación de depósito-reembolso se puede categorizar como un impuesto presuntivo sobre la eliminación inadecuada. Los contaminadores (es decir, quienes no retornan el ítem) pagan una carga, mientras que los que retornan el ítem reciben un reembolso y así no pagan nada (ver Recuadro 9-2). La característica más llamativa del sistema de depósito-reembolso es que tiene un mecanismo de revelación ingenioso: el reembolso se paga cuando el contaminador potencial demuestra su cumplimiento de la regulación retornando el ítem correspondiente, tornando innecesario el monitoreo de la eliminación ilegal. Adelantos recientes en los sistemas de depósito-reembolso muestran que no es necesario que ambos elementos tengan el mismo monto. De hecho, una construcción neutral en cuanto a los ingresos podría tener reembolsos más altos si la tasa de retorno es incompleta (Mrozek 2000)<sup>1</sup>.

Usualmente, los sistemas de depósito-reembolso se utilizan para ciertos productos finales (las latas y botellas son un ejemplo clásico), y la mitigación de la contaminación ambiental no ha sido la única (o la principal) motivación. Sin embargo, el concepto se está extendiendo, y Suecia instituyó un esquema de depósito-reembolso para los vehículos chatarra, para impedir que los abandonen en los bosques. Sería posible utilizar un instrumento similar para otros insumos contaminantes, como el cadmio o el mercurio, aunque podrían surgir algunas complicaciones prácticas (p. ej., importaciones desde otros países con el solo propósito de cobrar reembolsos).

En general, se puede disponer de los desechos mediante una gestión apropiada (municipal) o vertiéndolos de manera irresponsable en cualquier lugar. Si no hay problemas de monitoreo o eliminación irregular, entonces el instrumento de primer óptimo sería una carga pigouviana sobre la eliminación inapropiada. Si dicha carga no es factible (porque el monitoreo es imposible), entonces se debe aplicar la carga a todos los bienes en el momento de la compra y así se convierte en un impuesto general al consumo; si el bien se retorna, el impuesto se reembolsa (Fullerton y Kinnaman 1995). La nueva "carga" por la eliminación de los desechos se compone de dos partes: una carga estándar de eliminación de los desechos (para cubrir los costos de la gestión municipal) y un reembolso. El monto equivale a la diferencia en externalidad entre verter la basura ilegalmente y disponer de ella a través de los sistemas apropiados. Se supone que estos últimos son superiores desde el punto de vista ambiental, por lo que todo este término es negativo. Que el monto sea lo suficientemente grande como para superar el primer término es un asunto empírico, pero de serlo, la cuota ordinaria para el consumidor por el manejo ordinario de los desechos podría llegar a cero, o hasta ser negativo. Así, se ha creado un tipo de sistema de depósito-reembolso en el cual se paga un depósito por todas las compras que luego se reembolsa en conexión con el reciclaje o la recolección (municipal) de desechos, que también está subsidiada (las aplicaciones se discuten en los Capítulos 21, 23 y 27).

Aunque los sistemas de depósito-reembolso se utilizan principalmente para la gestión de desechos y el reciclaje, se puede aplicar el mismo concepto a otros instrumentos bipartitos combinando una carga general con un subsidio para promover el comportamiento benéfico para el ambiente. En los casos de información asimétrica (donde el regulador tiene dificultades para recabar información sobre la contaminación), podría resultar eficaz diseñar contratos o menús de instrumentos de donde los agentes puedan escoger. Por ejemplo, un impuesto elevado sobre la contaminación disuadirá las empresas con costos de mitigación altos de revelar sus niveles de contaminación. Sin embargo, si los impuestos elevados se combinan con subsidios para la revelación de la información (p. ej., subsidios para equipo de medición y asistencia técnica, o ciertos tipos de inversiones en mitigación), entonces la combinación puede resultar atractiva incluso para los grandes contaminadores.

Un instrumento de dos partes especialmente interesante es el esquema de impuesto-subsidio, en el cual los contaminadores reciben los derechos de propiedad a determinado nivel de emisiones de línea base, establecido por los reguladores (Pezzey 1992, Farrow 1995). Los contaminadores pagan una carga por unidad de emisiones por encima de la línea base y reciben un subsidio por cada emisión "ahorrada" cuando las emisiones están por debajo de esa línea. Las empresas nuevas no tienen derechos de propiedad y deben pagar por sus emisiones. Este instrumento tiene algunas características atractivas.

### Recuadro 9-3. El pago reembolsable por emisiones

Cada empresa (*i*) busca maximizar sus ganancias, como en:

$$\max Pq - c_i(q, a_i) - T_e(q, a_i) + q_i/(\Sigma_i q_i) T[\Sigma_i e_i(q_i, a_i)] \quad (9-3)$$

donde *q* es la producción, *c* los costos de producción, *T<sub>e</sub>* la carga, y el último término es el reembolso. Las condiciones de primer orden para una empresa con producción y mitigación positivas son:

$$P = c'_q + T_{e,q}(1 - \sigma_i) - T(E/Q)(1 - \sigma_i) \quad (9-4)$$

$$c'_{a_i} = -T_{e,a_i}(1 - \sigma_i) \quad (9-5)$$

donde  $\sigma_i = q_i/Q$  es la participación de la empresa en el mercado, *Q* (producto bruto) =  $\Sigma_i q_i$  y *E* (emisiones totales) =  $\Sigma_i e_i(q_i, a_i)$ .

Se espera del planificador social que maximice el bienestar (*W*, ver Condiciones 6-2 y 6-3 en el Capítulo 6). La comparación de estas condiciones y las Condiciones 8-2 y 8-3 (Capítulo 8) con los impuestos pigouvianos muestra dos diferencias entre los pagos reembolsables por emisiones y un instrumento de impuesto puro. En primer lugar, hay un factor  $(1 - \sigma_i)$  en la Condición 9-4 para el precio y la producción y en la Condición 9-5 para la mitigación. Este factor se acerca a la unidad siempre y cuando se esté estudiando una economía competitiva, con muchas empresas, porque así la participación de cada empresa en el mercado será pequeña. La segunda diferencia —y la principal— radica en el precio de la oferta en la Condición 9-4, que incluye el término de reembolso  $T(E/Q)(1 - \sigma_i)$ . Este término muestra el efecto de la producción: resulta en un precio menor y por lo tanto en una mayor producción que con el instrumento impositivo. Sin embargo, aun así el precio será casi siempre más alto —y la producción menor— que en una situación carente de instrumentos.

Provee un nexo claro entre la medida de los derechos de propiedad sobre el ambiente que tiene un contaminador y el tamaño de la línea base, por un lado, y la medida en la cual la sociedad o los contaminadores pagan la renta por escasez, por el otro. Es también lo suficientemente general como para englobar tanto los subsidios como los impuestos pigouvianos en casos especiales. Si la línea base es cero, entonces el instrumento es un impuesto; si la línea base es igual a, por ejemplo, las emisiones actuales (sin regular), entonces el instrumento se convierte en un subsidio generoso.

### El pago reembolsable por emisiones

Otro instrumento bipartito con algunas propiedades interesantes es el pago reembolsable por emisiones (PRE; Sterner y Höglund 2000). Un PRE es una carga cuya recaudación se devuelve al agregado de empresas gravadas. Así, los contaminadores pagan una carga por la contaminación, y lo recaudado se devuelve al mismo grupo de contaminadores,

no en proporción a los pagos realizados (lo que carecería de sentido porque todos los pagos netos serían iguales a cero), sino en proporción a otra medida, como la producción. Así, el contaminador individual paga un impuesto por sus emisiones ( $T_e$ ) y recibe de vuelta una parte de todas las cargas colectadas  $[(q_i/Q)TE]$ , con base en la producción ( $q_i$ ), donde  $Q$  y  $E$  son la producción y las emisiones agregadas, respectivamente (ver Recuadro 9-3). El agregado de todas las empresas cubre los costos de mitigación, pero no paga nada más a la sociedad. En cambio, el efecto neto del pago y el reembolso es que las empresas con emisiones por encima del promedio hacen pagos netos a las empresas más limpias que el promedio.

Los incentivos para la mitigación con un PRE son esencialmente los mismos de un impuesto pigouviano, siempre y cuando el número de empresas sea tan grande que las participaciones en el mercado sean pequeñas y así el instrumento PRE provee incentivos adecuados para una tecnología más limpia (ver Recuadro 9-3). Sin embargo, los efectos de los PRE en el precio de los productos difieren de los de los impuestos (y los permisos de emisión subastados). El costo promedio será menor con los PRE que con los impuestos (debido al reembolso) pero mayor que si no hay regulación (por los costos de mitigación). Esta comparación supone que la tarifa en el PRE debería ser de la misma magnitud que en el impuesto pigouviano. Sin embargo, esta afirmación no es realista, porque un impuesto enfrentará mucha más resistencia política que un PRE, que resulta en costos netos menores para las empresas. De hecho, los precios del producto con PRE son similares a los obtenidos con una regulación perfecta (ver Capítulos 6 y 14), porque la industria, como un todo, no le paga tarifas netas a la sociedad<sup>2</sup>.

Las características mencionadas son tanto la fortaleza como la debilidad del instrumento. Un PRE ofrece a los reguladores una política tipo precio que puede ser utilizada para empresas que tienen el derecho o el poder de impedir los impuestos ambientales u otros instrumentos demasiado onerosos. Mientras haya posibilidades técnicas de mitigación, el instrumento funcionará bien. Por otro lado, si no hay tecnología de mitigación disponible, el PRE no actuará como un impuesto a la producción o el consumo porque el efecto de sustitución de la producción estaría ausente, al igual que con, por ejemplo, los estándares de diseño.

Un esquema de PRE en el cual los reembolsos son proporcionales a la producción es análogo a una asignación de permisos de emisiones basada en la producción (Sternier y Höglund 2000, Fischer 2001)<sup>3</sup>. Esta comparación refleja la función y el carácter del instrumento, y muestra que los formuladores de política tienen la libertad de elegir un instrumento de precio o cantidad, independientemente de quién (el contaminador o la sociedad) tenga los derechos de propiedad sobre el ambiente. Incluso si los contaminadores son capaces de impedir los impuestos puros, los reguladores no tienen por qué elegir un instrumento de cantidad, como los permisos asignados con criterios históricos o paternalistas (ver Capítulo 15, así como ejemplos en los Capítulos 5 y 6).

Las ventajas principales de los PRE —y de los esquemas de subsidios fiscales— sobre los impuestos se relacionan con la distribución de los costos y, por tanto, con la econo-

## Lectura adicional

Bohm 1981

Farrow 1999

Pezzey 1992

Yohe y MacAvoy 1987

mía política del instrumento. Como todas las empresas pagarán menos, y algunas hasta ganarán dinero, con un esquema de PRE, este no generará el mismo tipo de resistencia compacta (y cabildeo) que los impuestos. La carga del PRE se puede establecer a un nivel más alto, brindando incentivos a la mitigación más poderosos que un impuesto. El hecho de que la carga del PRE sea neutral con relación al costo también significa que se puede utilizar para un subgrupo de contaminadores sin afectar mayormente su competitividad en comparación con la de los que no se incluyen. En algunos casos, este rasgo podría ofrecer grados de libertad valiosos para el decisor.

## Notas

1. Supongamos que el depósito por una lata es  $x$ , la fracción de latas devueltas es  $y$ , y el reembolso es  $z$ . El sistema sería neutral en cuanto a los ingresos si el reembolso fuera mayor que el depósito ( $z = x/y$ ). La regulación se puede analizar como un proceso en dos etapas, donde el regulador aplica un cambio  $T$  sobre la emisión que puede evitarse si el consumidor retorna el producto a la empresa. La empresa escoge un reembolso (que no necesariamente tiene que tener el mismo monto de la carga) para motivar a los consumidores a entregar el producto. El producto puede tener el mismo valor de reuso (o la oferta para los compradores puede ser parte de un trato para adquirir un modelo nuevo, como sucede con los vehículos), y su devolución ayuda a la empresa a reducir las cargas ambientales que paga al estado. Las empresas tienden a ofrecerle reembolsos a sus clientes siempre y cuando los ahorros fiscales más el reuso y otros valores posibles sean mayores que los costos involucrados (Bohm y Russell 1985).

2. Este concepto se puede ilustrar para una empresa promedio con una tasa fija de emisiones ( $e = \xi q$ ),  $de/dq = e/q = \xi = E/Q$ : el nuevo término de reembolso  $-T(E/Q)(1 - \sigma)$  equivaldría al término impositivo  $T e' q(1 - \sigma)$ , que se cancelaría, dejando  $P = c'_q$ .

3. En este caso, supongamos que la empresa requiere de  $e$  permisos, pero que estos se asignan dependiendo de la producción actual de la empresa, que significa  $(q/Q)E$  permisos. En comparación con la subasta sin ganancias de los permisos (Hahn y Noll 1983), los permisos se subastan pero las ganancias se reasignan a los contaminadores en proporción a un algoritmo determinado (p. ej., proporción histórica de contaminación).

# *Derechos de propiedad, instrumentos legales y políticas de la información*

**E**N CAPÍTULOS ANTERIORES DE LA PARTE II, discutimos muchos instrumentos de política clásicos, como los impuestos, la zonificación y los permisos. En este capítulo, veremos un grupo de instrumentos más sutiles, que apuntan al corazón de la estructura de la economía y la sociedad. Comenzaremos por la definición de los derechos de propiedad, que pueden ser privados, colectivos, o de otros tipos. El paquete actual de derechos se puede definir o restringir de distintas maneras. Nos concentraremos en particular en el manejo de recursos de propiedad común (RPC), porque es importante para la gestión de los recursos ecosistémicos en muchos países. El capítulo continúa con una sección sobre la responsabilidad y otros instrumentos legales, que se pueden considerar como restricciones al paquete de derechos mencionado. Los sistemas legales y su cumplimiento varían considerablemente de un país a otro, y esto genera condiciones diversas para distintos instrumentos. Terminó el capítulo considerando los acuerdos (llamados “voluntarios”) ambientales y el papel de la provisión de información y el etiquetado ambiental.

### **La creación de derechos de propiedad**

La base de la negociación individual y de todos los contratos dentro de una economía es la creación o definición de derechos de propiedad (Amacher y Malik 1996). La evolución de los derechos de propiedad está estrechamente ligada al desarrollo de algunos tipos de escasez (ver Capítulo 5); a mayor escasez, aumenta el valor y crece la presión por crear derechos de propiedad a los recursos naturales (Hanna et ál. 1996). La definición de derechos de propiedad también se puede utilizar de manera consciente como un instrumento.

En muchos países, el concepto de la creación de nuevos derechos de propiedad está rodeado de un grado considerable de escepticismo e incertidumbre. La característica que define los derechos de propiedad es que se perciben como permanentes; es esta inaliena-



bilidad la que otorga a los propietarios la confianza y el incentivo para hacer inversiones costosas y de largo plazo en sus propiedades. Sin embargo, la falta de flexibilidad podría suponer un riesgo considerable: si un gobierno estima de modo incorrecto la capacidad de carga de un acuífero, banco pesquero o área boscosa, podría encontrarse con que ha entregado bienes nacionales (como el agua) de manera poco atinada.

Las agencias gubernamentales deben establecer un balance delicado entre estabilidad y flexibilidad. Por lo común, un titubeo excesivo en el momento de crear y distribuir títulos de propiedad conduce a la pérdida de oportunidades de un desarrollo positivo. Aunque se podría considerar a los gobiernos como la mejor protección para que bienes valiosos no caigan en “las manos equivocadas”, en muchos casos han resultado ser malos propietarios. Quizás se deba a que están demasiado lejos como para proveer una gestión constructiva, o tal vez son propensos a la corrupción. El problema más común es la incapacidad de un gobierno para utilizar eficientemente los recursos.

Otro aspecto que hace parecer al gobierno como un mal propietario es que se suele percibir que toma para sí los derechos de las comunidades locales (en particular, de los pueblos indígenas). En muchos casos donde estos derechos eran informales (es decir, no escritos), el gobierno ha utilizado su poder para imponerse como propietario. En los países en desarrollo se han conformado grandes movimientos sociales para protestar en contra de la propiedad gubernamental del bosque y otros recursos. Un ejemplo famoso es el de *Chipko*, en India. *Chipko*, que significa “los que abrazan los árboles” en hindi, es un movimiento pacífico mediante el cual los aldeanos han triunfado a menudo contra las compañías madereras simplemente a través de la resistencia pasiva (es decir, abrazando los árboles).

A pesar de los muchos ejemplos en los cuales ha sido un mal propietario, el gobierno tiene su razón para retener la responsabilidad última de los recursos naturales, aun si algunos derechos se privatizan. Los paquetes de derechos (de exclusión) no son ni deberían ser idénticos en todos los contextos sociales (ver Capítulo 5). En algunos países pobres, por ejemplo, redes complejas de cultura local y otras normas sociales dictan que los pobres tienen derecho a pastorear sus animales en la tierra de finqueros más ricos después de la cosecha (Chopra 1991, 1998; ver Recuadro 10-1).

En general, el proceso de modificación de los derechos es bastante lento, y los instrumentos de política ambiental (permisos de emisión negociables, derechos transferibles de pesca o pastoreo) evolucionan relativamente rápido. Un permiso o una cuota deberían ser vistos como un título de propiedad real<sup>1</sup>. En este sentido, el desarrollo o la asignación de nuevos tipos de derechos de propiedad es definitivamente un instrumento de política de manejo ambiental o de recursos naturales.

Durante el siglo XX, particularmente desde el final de la Segunda Guerra Mundial, algunas organizaciones políticas internacionales como las Naciones Unidas desempeñaron un papel activo en la definición de los derechos (Wiener 1999). El proceso comenzó con la Declaración Universal de los Derechos Humanos de la ONU (Naciones Unidas 1948). Aunque quizás en un principio no se esperaba que la Declaración fuera vinculante, sus provisiones reflejan el derecho internacional y han ido ganando carácter vinculante como tal. Dicho documento puede considerarse como el cimiento de los derechos ambientales, porque garantiza que “Toda persona tiene derecho a un nivel de vida adecuado que le asegure, así como a su familia, la salud y el bienestar” (Artículo 25:1).

### Recuadro 10-1. Estableciendo derechos de propiedad: una nueva forma de ayuda externa

Los derechos de propiedad bien establecidos a la tierra u otros bienes son un recurso decisivo para muchos países occidentales. En otros países, estos derechos nunca han existido o fueron destruidos por el colonialismo. Algunas agencias para el desarrollo, como ASDI, tratan de ayudar a los países con procesos como la prospección de la tierra y la delimitación de la propiedad, dos pasos esenciales en el desarrollo de la empresa privada (que requiere de derechos de propiedad privada).

La ausencia de claridad con respecto al derecho de propiedad es el obstáculo más severo al desarrollo de negocios en muchos lugares del mundo, desde África hasta la antigua Unión Soviética. Sin embargo, la definición de *derechos de propiedad* es difícil y, en algunos casos, dichos proyectos se han abandonado porque algunos grupos poderosos estaban acumulando una proporción injusta de los derechos.

La Declaración Universal de los Derechos Humanos fue seguida por muchas más declaraciones, tratados, convenciones, acuerdos y protocolos que abarcan el espectro de temas ambientales y de recursos naturales (p. ej., desertificación, especies migratorias, biodiversidad, especies en peligro de extinción en los humedales, y gestión de desechos peligrosos). Algunos de los acuerdos más importantes relacionados con el ambiente adoptados en años recientes incluyen:

- Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (junio de 1992),
- Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (mayo de 1992), y
- Protocolo de Montreal relativo a sustancias que agotan la capa de ozono (adoptado el 16 de setiembre de 1987, y corregido y ajustado más adelante).

Otro acuerdo ambiental importante es la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (1982, mencionada en el Capítulo 5), mediante la cual se extendieron los derechos de propiedad de los países costeros a secciones adyacentes del océano. Algunos países encontraron injusto el proceso, pero en términos generales se reconoce que la definición de *derechos de propiedad* en este y otros tratados es un prerrequisito para cualquier otro intento de manejo llevado a cabo por los países.

El Programa Ambiental de la ONU publica varios materiales de derecho ambiental, con el objetivo de promover un mayor entendimiento de este. Organizaciones como el Banco Mundial y la OCDE también han ayudado a conformar el derecho ambiental internacional. En la OCDE, se establecieron en 1971 el Comité Ambiental y la Dirección Ambiental, y el Consejo de esta organización adoptó el principio de “quien contamina paga” en 1972: “El contaminador deberá cargar con los gastos de llevar a cabo las medidas de protección ambiental decididas por las autoridades públicas para asegurar que el ambiente se encuentra en un estado aceptable. En otras palabras, el costo de estas medidas deberá reflejarse en el costo de los bienes y servicios que causan contaminación en su producción y/o consumo. Estas medidas no deberían estar acompañadas de subsi-

dios que crearían distorsiones significativas en el comercio y la inversión internacional” (OECD 1975). Así, el principio descarta los subsidios pero no necesariamente indica que el contaminador debe pagar la “renta” completa del recurso ambiental utilizado.

## Manejo de los recursos de propiedad común

Los derechos a la propiedad común son especialmente importantes para los pobres en muchos países en desarrollo. El desarrollo de los derechos de propiedad en general es un proceso gradual que aclara la definición, barreras, y defensa de la propiedad (ver Capítulo 5). A medida que escasean más los recursos, los derechos comunes de propiedad son reemplazados por derechos privados sobre la propiedad (esta privatización se suele conocer como “confinamiento o encierro de los comunes”; ver Capítulo 5).

Algunos investigadores mantienen que los recursos de propiedad común (RPC) pueden ser más primitivos en el sentido administrativo pero más avanzados en el sentido social, y que la propiedad común podría ser una institución superior en ciertas condiciones (Balland y Plateau 1996), en particular para los recursos de uso común (Ostrom 1990, Stevenson 1991; para un análisis de varios casos africanos donde la introducción de títulos de propiedad no logró aumentar la productividad de la tierra, ver Migot-Adholla et ál. 1993). Por ejemplo, cuando los “servicios” provistos por cierto ecosistema son erráticos (p. ej., la precipitación en ciertas áreas) o móviles (p. ej., la disponibilidad de peces o caza), las personas podrían encontrar que les conviene una colaboración intensa. Cuando los “servicios” provistos por cierto ecosistema son escasos (p. ej., el forraje en áreas extremadamente secas), la productividad de la tierra puede ser demasiado baja para cubrir los costos de hacer cumplir los derechos de propiedad privada (p. ej., instalando cercas). Sin embargo, este tipo de relación no está escrita en piedra; con el advenimiento de nuevas tecnologías la productividad y los costos de hacer cumplir los derechos de propiedad pueden cambiar mucho.

Un criterio básico para determinar la necesidad de un manejo de los RPC es si la rentabilidad de un régimen de derechos privados sobre la propiedad sería menor que la de un régimen de derechos comunes sobre la propiedad como resultado del costo excesivo de los derechos de propiedad privada en tierras marginales (ver Capítulo 4) o de factores tecnológicos que tornan más productivos los RPC (ver Hanna y Jentoft 1996 para algunos ejemplos pesqueros).

Muchos científicos sociales han cuestionado la sostenibilidad y optimalidad de las instituciones de RPC, argumentando que van a terminar por colapsar dada la tentación al parasitismo. Los individuos varían su comportamiento dependiendo de las circunstancias. Algunos adoptan una perspectiva estrictamente egoísta y siempre serán parásitos otros se comportarán de manera egoísta solo en algunas situaciones, y otros más confiarán en la reciprocidad y así vencerán la tentación del parasitismo. Se han realizado muchos trabajos experimentales en este campo, y los resultados indican que las normas para mantener una gestión sostenible de los RPC pueden evolucionar con facilidad, en particular si la proporción permanente de parasitismo no es demasiada. Los RPC son importantes

en muchos países en desarrollo, particularmente para el bienestar de los individuos más pobres (Ostrom 1990, 1997, 1999). Esto es lógico si consideramos que los más pobres suelen tener poca o ninguna propiedad adicional. Los RPC también suelen ser necesarios para la protección de ecosistemas sensibles y marginales (Dasgupta 1993).

Los problemas de cooperación, parasitismo y libre acceso a los RPC se ilustran en el juego del “dilema del prisionero” (Cuadro 10-1). Conocido entre los científicos sociales como un “dilema social”, este juego se utiliza para mostrar los problemas del parasitismo en el manejo de los RPC. Ofrece una explicación del sobrepastoreo de los recursos donde el control de la propiedad es insuficiente. Los dos jugadores eligen una de dos estrategias: “cooperar” o “hacer trampa” en el manejo de alguna forma de bien o propiedad común. Tanto para los bienes públicos como para los RPC, las acciones egoístas de los jugadores generan externalidades negativas. En este contexto, la colaboración es beneficiosa (sin embargo, la colaboración no suele ser algo positivo, como ilustra, por ejemplo, la colusión en un mercado).

Ambas partes comparten un interés por proteger el recurso siempre y cuando todas lo hagan; cada parte recibe 10 puntos si las dos colaboran. Esta “recompensa” se puede considerar como el premio por una extracción modesta con respecto a la capacidad de carga del ecosistema. Individualmente, quien practica el parasitismo puede ganar hasta 11 puntos siempre y cuando el otro jugador siga colaborando, pero el colaborador recibirá una recompensa de -1. Así, es poco probable que el colaborador lo siga siendo, de modo que ambos jugadores harán trampa y recibirán 0. El punto del juego se puede percibir mejor reconociendo la incertidumbre de cada jugador sobre las acciones del otro. Las acciones del jugador B son desconocidas para el jugador A. Sin embargo, haga lo que haga el jugador B, parecerá que al jugador A le irá mejor cuando haga trampa. Si el jugador B hace trampa, la recompensa del jugador A pasa de -1 a 0 cuando hace trampa; si el jugador B colabora, la recompensa del jugador A aumenta de 10 a 11 cuando hace trampa. Este efecto se puede analizar como una externalidad recíproca: las acciones de un jugador afectan la recompensa del otro.

Si el dilema del prisionero se analiza como un juego estático, pareciera no tener una solución deseable. Ese análisis se suele hacer buscando equilibrios de Pareto o Nash<sup>2</sup>. Solo hay un equilibrio de Nash (arriba a la izquierda, cuando ambos jugadores hacen trampa), y los otros tres resultados son equilibrios de Pareto.

Se han discutido varias salidas al dilema del prisionero. Un factor clave es la distinción entre jugar el juego una o varias veces. Otro factor importante para superar el dilema es la acumulación de instituciones para el control y castigo. El Cuadro 10-2 ilustra la política “perfecta” de control gubernamental: al imponer una multa de 2 puntos por hacer trampa, se elimina el incentivo al engaño y las recompensas cambian de manera que el juego tiene solamente una solución “natural”, la cual es óptima —desde un punto de vista puramente egoísta, individual, o de mercado— en el sentido de Nash y beneficiosa para la colectividad en el sentido de Pareto).

El problema con asumir una política de control estatal perfecta es que esta conlleva monitorear, recolectar información y hacer cumplir las reglas, actividades que no son gratuitas o fáciles. Un resultado desafortunado pero muy probable del control estatal es que el controlador comienza a multar a los sujetos equivocados en el momento

**Cuadro 1. El dilema del prisionero**

	A juega a1 ("hace trampa")	A juega a2 ("colabora")
B juega b1 ("hace trampa")	(0, 0)	(-1, 1)
B juega b2 ("colabora")	(1, -1)	(10, 10)

*Nota:* los valores corresponden a las recompensas recibidas por el jugador A y luego por el jugador B.

**Cuadro 2. El dilema del prisionero solucionado mediante la intervención estatal**

	A juega a1 ("hace trampa")	A juega a2 ("colabora")
B juega b1 ("hace trampa")	(-2, -2)	(-1, 9)
B juega b2 ("colabora")	(9, -1)	(10, 10)

*Nota:* el estado cobra una penalización de 2 puntos por hacer trampa. Los valores corresponden a las recompensas recibidas por el jugador A y luego por el jugador B.

equivocado, desbaratando los sistemas de irrigación o pesca o cualquier otro RPC bajo análisis. Los habitantes locales estarían peor que antes: no solo tendrán que cargar con los costos del control estatal, sino también deberán lidiar con las consecuencias de su fracaso, que puede conducir al deterioro de la gestión de los recursos locales, así como de su calidad.

Algunos podrían concluir que la única solución sostenible es la privatización de los recursos. Sin embargo, la privatización puede causar problemas relacionados con asuntos geográficos o distribucionales, o con la recurrencia de externalidades negativas. Por ejemplo, si todos los ricos (de un grupo étnico, podría ser) logran comprar todas las acciones de los recursos, pronto las tensiones sociales serían inaguantables. Además, en algunos contextos ecológicos, los costos de transacción asociados con la asignación de derechos de propiedad privada son mayores que los beneficios potenciales (p. ej., el costo de poner cercas podría ser mayor que el valor de la cosecha producida en el terreno). En esos casos, podría ser mejor una tercera opción: el manejo cooperativo de los RPC, con un control local, cuyo costo suele ser más bajo que el del control estatal, por una serie de razones: los monitores seleccionados localmente tienen un mejor conocimiento de las condiciones sociales y económicas locales, y están más motivados que los monitores estatales. También pueden percibir salarios menores y combinar el monitoreo con tareas cotidianas de manejo de recursos. Además, el control efectuado por pares locales es percibido como más legítimo que el ejercido por las autoridades estatales.

El contexto cultural del manejo de RPC se modela mucho mejor como un juego repetido, que resulta muy diferente del juego único y estático. En un juego repetido, es rentable para los jugadores "invertir" en "bienes" como la reputación, las buenas relaciones con los vecinos, y la construcción de instituciones colectivas. Se considera que las siguientes siete condiciones son esenciales para un manejo estable de los RPC (Ostrom 1990):

1. Los límites son claros y la exclusión es posible.
2. Las reglas de provisión y apropiación están adaptadas a las condiciones específicas del lugar.

3. La toma de decisiones es participativa (democrática).
4. Agentes locales monitorean los recursos.
5. Existe una corte u otro foro local para la resolución de conflictos.
6. Las infracciones se castigan con sanciones graduales.
7. El gobierno respeta las instituciones de RPC.

La Condición 1, límites claros y exclusión posible, es un prerrequisito general para cualquier tipo de propiedad. La Condición 2 se refiere a la adaptación de las reglas de provisión y apropiación a las condiciones ecológicas locales: las reglas apropiadas para un contexto pueden no serlo para otro. Las Condiciones 3-7 se refieren a las condiciones “sociológicas” internas de la toma de decisiones. Las reglas y procesos deben ser democráticos, legítimos, eficientes y eficaces (algunos de estos aspectos se ilustran en ejemplos en el Capítulo 6).

Esta forma de manejar los RPC constituye un instrumento de política que opera sobre todo en el nivel local, pero el gobierno central (o local) también cumple un papel importante. Si el gobierno está preparado para aceptar la autonomía de los RPC, puede beneficiarse de su buen manejo. Las autoridades centrales pueden contribuir al manejo de los RPC proveyendo la legitimidad necesaria y no interfiriendo demasiado, como sugiere la Condición 7. En situaciones sin RPC o donde la cultura subyacente ha colapsado, el gobierno central puede tratar de revivir o recrear las instituciones comunales, aunque la reconstrucción es mucho más difícil que sostener instituciones que ya han evolucionado.

Dado que un elemento esencial de los RPC es la evolución gradual de principios establecidos democráticamente (Condiciones 2-4) que han coevolucionado para cuadrar con un contexto cultural y ecológico, no existe una solución rápida para restaurar instituciones erosionadas. Esto no quiere decir que dichas situaciones no tienen remedio; se pueden lograr arreglos, basados en parte en un precedente histórico pero de modo pertinente a la sociedad y tecnología modernas y a las condiciones ecológicas cambiantes. En la Alanja turca, por ejemplo, las instituciones han colapsado pero las pesquerías fueron reconstruidas en un proceso que duró 10 años y ahora son nuevamente exitosas (Ostrom 1990).

## La responsabilidad y otros instrumentos legales

El conjunto de reglas que asegura el cumplimiento de otras reglas es esencial para el diseño de mecanismos. Algunos instrumentos están específicamente diseñados para asegurar el cumplimiento. Dichos instrumentos —condenas, multas, pagos por responsabilidad y bonos por desempeño— se suelen conocer como *instrumentos legales*, aunque los demás instrumentos también están basados en leyes y de ningún modo son ilegales. La distinción entre instrumentos de política legales y de otros tipos se relaciona con el grado de responsabilidad requerido de los individuos que causan un daño a otros.

En el derecho romano, se distinguía entre grados de causalidad e intención, que van desde *causa*, que significa “causa” (sin querer o por posible negligencia), a *culpa*,

que significa “causalidad y culpa o responsabilidad”, hasta *dolus*, “causalidad con dolo”. Por ejemplo, cuando dos automóviles se ven involucrados en un accidente de tránsito, ambos conductores son parte de la causa, independientemente de quién sea el culpable; sin embargo, las consecuencias (p. ej., pago de seguros y acciones legales) dependen de forma crucial de la asignación y el grado de culpa o intención. La determinación de la culpa y la intención podría decidir si un conductor enfrentará cargos de conducción irresponsable, homicidio, o hasta asesinato.

El carácter de las penas o sanciones aplicadas a infracciones ambientales depende del grado de causalidad. Para problemas ambientales nuevos, cuando el contaminador no puede haber sabido de antemano acerca de cierto peligro la respuesta natural es proveer información sobre las amenazas y las soluciones técnicas posibles. Cuando las relaciones causales se establecen mejor, la preocupación principal se enfoca en el nivel exacto de mitigación o el período, ubicación y carácter de las emisiones. Seguidamente, las reglas administrativas y las regulaciones se convierten en el instrumento principal, y los economistas son partidarios del uso de instrumentos de mercado como su complemento o sustituto. Las regulaciones (y los instrumentos económicos) deben estar respaldados por alguna amenaza para el caso de incumplimiento, que suele ser de naturaleza financiera (p. ej., multas). Cuando una empresa desobedece conscientemente leyes ambientales o de salud para obtener una ganancia, se suele imponer una multa (en parte para eliminar la ventaja competitiva que la empresa obtuvo mediante el incumplimiento). Cuando la ofensa es tan seria que la salud humana se ve afectada o mueren personas, las sanciones administrativas y financieras no se consideran suficientes; en estos casos, los gerentes o empleados responsables pueden ser castigados por la vía penal.

Se suelen utilizar combinaciones de políticas porque los riesgos son complejos. En el campo de la medicina encontramos buenos ejemplos de políticas combinadas, donde las reglas y regulaciones asignan responsabilidad y requieren que los doctores y las compañías farmacéuticas estén asegurados contra la mala praxis. La combinación y progresión apropiadas del derecho civil (económico) y penal depende del carácter de la sociedad, el problema específico, y muchos otros factores. En la práctica, las multas pueden no diferir tanto de las cargas desde el punto de vista de la empresa: las corporaciones pueden “calcular” las pérdidas generadas por “multas esperadas” (tomando en cuenta el grado de monitoreo, la probabilidad de ser atrapado por incumplir las reglas, y la probabilidad de perder las demandas).

El que las compañías sean estricta o parcialmente responsables de los daños tiene implicaciones importantes para su comportamiento. La negligencia o la responsabilidad culpable implican que la persona dañada tiene derecho a la compensación solo si la parte que causa el daño ha sido negligente. La responsabilidad estricta significa un derecho a la compensación, independientemente de las precauciones. Ambos principios deberían conducir al mismo nivel de cuidado, pero la empresa que causa el daño suele saber que mucha gente que lo sufre nunca litiga por ello. Demandar a un empleador o a un médico —por no decir a una agencia estatal o una empresa grande— es riesgoso y caro, y muchos individuos no tienen los recursos necesarios para contratar un abogado y proceder con la demanda. La responsabilidad estricta otorga más derechos a los individuos ofendidos en particular (y quizás a los segmentos más débiles de la sociedad en general). La

responsabilidad estricta podría verse como el máximo instrumento de política porque debería conducir a la internalización de todos los daños y riesgos ambientales. Sin embargo, su principal desventaja es que aumentan el número de casos de litigios en las cortes, y en general podrían obstaculizar todas las actividades económicas que conllevan algún riesgo.

En varios países, la política legal parece avanzar hacia la responsabilidad estricta. Un ejemplo de un instrumento de este tipo es la responsabilidad de los productores de automóviles en la Unión Europea, modelada sobre la experiencia alemana. En el futuro, todos los productores de automóviles deberán aceptar de vuelta, gestionar y reutilizar mayores porcentajes de sus productos al final de su vida útil. En Estados Unidos, muchas compañías (de la industria química a la industria en general, así como fabricantes de armas y cigarrillos) han sido demandadas como una forma de responsabilidad por sus productos (mientras que en Europa no se demandaría a estas empresas, pero su contaminación sería regulada o gravada por el gobierno). Un elemento perverso de estos juicios es que las compañías (y sus líderes) encuentran conveniente argumentar que desconocían la peligrosidad de sus productos. Este enfoque reduce el interés en auditorías ambientales detalladas, porque las auditorías eliminan la excusa conveniente de la ignorancia. Este problema es más prominente bajo un régimen de negligencia que de responsabilidad estricta.

Por lo común, la responsabilidad ambiental involucra muchas capas de relaciones agente-principal; comienza con la relación entre la agencia de protección ambiental y la compañía, y continúa con la relación entre distintos niveles de gerencia en la jerarquía de la empresa. Muchos problemas ambientales serios no solo son el resultado de prácticas deficientes de manejo sino que también tienen un elemento estocástico que introduce el problema del riesgo moral<sup>1</sup>. Además, en algunos casos, hay una distancia espacial o temporal significativa entre el “ahorro” de hoy en la planta y el daño (o riesgo) posterior. La distancia puede reducir la atención de la empresa a aspectos de costo ambiental. Comúnmente, las compañías se analizan como si tuvieran vida eterna y “objetivos” de maximización de la ganancia esperada, pero de hecho son lideradas por gerentes que tienen objetivos de corto plazo, y esta discrepancia también puede introducir un sesgo contra la precaución ambiental.

El peor de los casos no es la pérdida de valor igual al máximo daño ambiental, sino la bancarrota de la empresa (que suele valer menos que el daño ambiental). Esta es la implicación de las compañías de responsabilidad limitada, una innovación institucional que facilita el manejo de los grandes riesgos y a menudo se considera como uno de los principales factores del crecimiento económico en las economías de mercado. Sin embargo, la responsabilidad limitada puede ser abusada por empresarios que utilizan la bancarrota de manera sistemática y repetida para deshacerse de sus deudas. En el caso de riesgos sustanciales, la situación podría tener repercusiones más serias. Los dueños de plantas que representan riesgos particularmente grandes pueden dividirlos en subsidiarias separadas, es decir, compañías legalmente distintas. Esta separación permite a la empresa matriz coleccionar las ganancias evitando los riesgos porque, en caso de accidente, solo quiebra una subsidiaria y se minimizan los daños a la empresa matriz. Los reactores nucleares en Suecia son un ejemplo de este enfoque; cada reactor puede ser una compañía diferente, aun si pertenece en su totalidad a compañías eléctricas más grandes.

Los problemas ambientales suelen involucrar una cadena más o menos larga de causalidades que preceden el daño. Por ejemplo, los desechos, aguas residuales o emisiones de



varias empresas se pueden mezclar; los químicos pueden reaccionar en la atmósfera; pueden darse sinergias, de modo que el efecto conjunto de dos químicos puede ser mucho peor que la suma de sus partes separadas; y las toxinas se pueden bioacumular en la cadena alimenticia. El daño al ecosistema o la salud humana podría no manifestarse sino años después de las emisiones peligrosas, y los vínculos con cierta actividad productiva pueden ser tenues y difíciles de probar. Varias compañías podrían haber estado involucradas, y algunas incluso cesado de existir. Las emisiones se pueden haber liberado legalmente, y quizás sus peligros eran desconocidos en aquel momento. En estos casos, la responsabilidad estricta podría ser un instrumento insuficiente. La responsabilidad debe ser también retroactiva y, para ser realmente eficaz, todas las partes involucradas deben ser responsables. Este tipo de responsabilidad estricta, retroactiva y conjunta es de hecho utilizada en el contexto del programa de Superfondo en Estados Unidos (ver Capítulo 24).

La literatura abunda en estos temas. En una comparación de cuatro programas con información imperfecta (impuestos a efluentes, controles físicos, y dos tipos de reglas de responsabilidad: negligencia y responsabilidad estricta), la regla de responsabilidad estricta resultó superior al control de precios y cantidades (White y Whitman 1982). La negligencia tiene una ventaja potencial sobre la responsabilidad estricta en que conlleva menos litigios, pero también implica la desventaja de costos en eficiencia más altos. Sin embargo, el principio que subyace la regla de responsabilidad estricta es que las empresas o los contaminadores tienen recursos suficientes para cubrir los costos o las pérdidas incurridas por las demandas. De modo similar, los individuos pueden alterar los riesgos de varias maneras, y por ello se ha sugerido retener la responsabilidad estricta solo para químicos extremadamente peligrosos (por los daños severos que pueden ocasionar a los humanos, y porque se supone que las víctimas no pueden tomar precauciones) (Shogren y Crocker 1999). La responsabilidad negligente puede bastar para los químicos menos peligrosos. Se ha sugerido un estándar modificado de responsabilidad estricta para reducir el problema del daño moral de los productores. La modificación consistiría de requisitos de precaución por parte de las víctimas, incluyendo conocimiento de la contaminación.

Los ciudadanos pueden demandar a las empresas por daños, aunque esto puede ser riesgoso. Las empresas pueden defenderse porque creen que necesitan protección contra demandas injustificadas presentadas por ambientalistas extremos (entre otros). Las empresas pueden, por ejemplo, responder con una Demanda Estratégica contra la Participación Pública (SLAPP, por sus siglas en inglés) para sofocar el activismo ambiental. La intención de las SLAPP corporativas, que alcanzan más de US\$ 7 millones al año, consiste en intimidar. Varios estados están considerando o han considerado restringir explícitamente las regulaciones de SLAPP, pues temen perder el derecho constitucional a la petición. Sin embargo, algunos analistas creen que restringir las regulaciones de SLAPP no aumentará la eficiencia de la resolución de conflictos (Hurley y Shogren 1997).

Aunque el ejecutivo típico no desea la bancarrota, no queda claro si la amenaza de un evento tal es lo suficientemente seria como para que dicho ejecutivo internalice los costos sociales de las decisiones tomadas en nombre de la empresa. Por lo tanto, los formuladores de políticas enfrentan varias opciones de políticas adicionales, tales como

la responsabilidad penal de los empleados, el seguro obligatorio por la responsabilidad ambiental y la responsabilidad de la empresa matriz y hasta de sus prestamistas. Sin embargo, el seguro es una espada de doble filo, porque introduce el riesgo del daño moral. El seguro en sí puede garantizar fondos en caso de daños, pero no necesariamente provee incentivos para prevenir el daño.

El uso de las responsabilidades también cambia el juego para la compañía, trayendo más jugadores y aumentando los costos de capital. Los nuevos jugadores enfrentan las mismas asimetrías en la información mencionadas para el regulador, y el resultado no es necesariamente una mejoría simple y clara. Otro instrumento posible cuando los riesgos son considerables es demandar un bono de responsabilidad, el cual es un depósito de dinero para usar en reparaciones en caso de accidente. Este instrumento es eficaz como protección pero puede ser muy caro para la empresa. Esta disfrutará del interés generado por el bono, pero dependiendo de las características del mercado de capital puede resultar difícil reunir el capital suficiente, y así dicha política desincentivaría las inversiones. Los bonos de responsabilidad no se han usado extensivamente.

Para las empresas cuyas operaciones involucran un riesgo de accidentes ambientales tan grandes que por lo general carecen de los bienes suficientes para cubrir los costos, el principal problema de daño moral es que dichos accidentes dependen de los esfuerzos de las empresas por prevenirlos, los cuales no son observables para los gobiernos (Strand 1994). Muchos gobiernos están considerando introducir leyes para recuperar los costos de limpieza generados por la contaminación, que pueden hacer que muchos bancos y reguladores sufran una selección adversa y problemas de riesgo moral. En particular, los bancos que financian las empresas causantes de los daños ambientales pueden ser considerados responsables de los costos de limpieza. Así, dichos bancos desempeñan el papel adicional de aseguradoras (Boyer y Laffont 1997). La percepción común acerca de la responsabilidad del prestamista es que penalizarlo por los daños ambientales causados por sus prestatarios incrementará las tasas de interés, aumentando el costo de capital (Segerson 1993); sin embargo, esta aseveración ha sido cuestionada (Jin y Kite-Powell 1995, Heyes 1996).

Aun si se la responsabiliza por un daño ambiental, una empresa neutral al riesgo puede preferir correr el riesgo de la bancarrota en lugar de asegurarse totalmente, incluso si se trata de una póliza justa (porque el valor de la empresa es menor al valor potencial del daño máximo). Más aún, la empresa podría hacer el esfuerzo necesario por disminuir el riesgo de un accidente. Estos factores conducirán a una inversión excesiva por parte del banco y una prevención inadecuada de la contaminación. En presencia de selección adversa, el banco de la empresa no observa el nivel de las ganancias pero sí observa el nivel de esfuerzo de la empresa por prevenir accidentes, mientras que tanto las ganancias como el esfuerzo son desconocidos para el asegurador. Una responsabilidad total por parte del banco permite la internalización completa de la externalidad negativa, pero conduce a préstamos insuficientes. Cuando el costo de aliviar la asimetría en la información es demasiado alto, la responsabilidad parcial puede ser mejor que la total, porque es capaz de balancear la necesidad de internalizar la externalidad y la reticencia de los bancos a prestar dinero. El riesgo moral existe en dos niveles: uno entre el gobierno y las empresas, y otro entre las empresas y sus trabajadores; de ello se deduce que la selección

adversa también existe en dos niveles (Strand 1996). Más importante aún, las reglas de responsabilidad de las empresas también aplican a sus propios trabajadores, especialmente para un riesgo o daño ambiental de largo plazo.

Para finalizar con un aspecto práctico, el gobierno podría considerar seleccionar los contratistas en industrias riesgosas sobre la base de empresas con bienes propios suficientes, porque quizás este enfoque provea la mejor garantía de pago a las víctimas en caso de daños, así como el incentivo más poderoso para evitarlos (p. ej., Lewis 2001).

## Acuerdos ambientales

En años recientes, el *acuerdo voluntario* o *enfoque voluntario* (AV) se ha convertido en un eslogan de moda, y los AV se promueven como un nuevo instrumento de formulación de políticas. En 1998, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA 1998) estimó que en el 2000 más de 13.000 empresas estadounidenses, ONG y agencias locales estarían involucradas en iniciativas voluntarias de la US EPA. La palabra *voluntario* implica que los contaminadores no son coaccionados; por otro lado, si la mitigación es puramente voluntaria, difícilmente podemos describir este método como un instrumento. Es de suponer que siempre hay algún grado de mitigación voluntaria; un economista esperaría que las empresas limpien al menos hasta el punto en que los costos marginales de mitigación equivalen a los daños ambientales privados, que puede incluir efectos secundarios como la pérdida de reputación y el deterioro de las relaciones con vecinos, trabajadores y clientes.

Llamar “instrumento” a un AV supondría un nivel de mitigación mayor al obtenido por la vía voluntaria. La palabra *acuerdo* implica algo más que una decisión puramente autónoma por parte del contaminador. De hecho, el término AV parece utilizarse principalmente para una forma de contrato negociable (y verificable) entre reguladores ambientales y empresas contaminadoras<sup>4</sup>. Una empresa accede a invertir, limpiar, o efectuar cambios para reducir los efectos ambientales negativos. A cambio, la empresa podría recibir subsidios o algún otro favor, como publicidad positiva, una buena relación con la agencia de protección ambiental y quizás un tratamiento más rápido y menos formal de otros controles ambientales. Este acuerdo se formaliza en un modelo donde el contaminador acepta adoptar una tecnología más limpia a cambio de regulación más indulgente (Amacher y Malik 1998a). La ganancia potencial del AV, para ambas partes, puede ser mayor bajo un régimen impositivo que bajo una regulación de cantidad (Harford 2000).

La distinción entre este tipo de política y un tipo ordinario de licencia o regulación de comando y control no es inmediatamente aparente. La diferencia principal podría ser psicológica y cultural. Por ejemplo, el “proceso del convenio” —esto es, el diálogo mismo en lugar del acuerdo formal— ha sido propugnado como el rasgo que hace exitosos los AV (Glasbergen 1999). Hoy en día, la mayoría de las compañías tienen su propia experiencia ambiental y son conscientes de los aspectos de imagen y relaciones públicas. Podrían estar prefiriendo una nueva etiqueta para lo que en esencia sigue siendo la mis-

ma negociación con la agencia de protección ambiental. Este acercamiento proactivo y voluntario puede ser una buena manera no solo de fortalecer la imagen pública sino también de adelantarse al esfuerzo de la agencia. Al tomar la iniciativa en algunas áreas, una empresa puede distraer la atención de otras y establecer un estándar ambiental más cercano a sus preferencias (Maxwell et ál. 2000). Al ganar la batalla de las relaciones públicas, una empresa puede ser capaz de concentrarse en problemas y soluciones de su propia escogencia. En este sentido, los AV se relacionan de cerca con los esquemas de etiquetado.

En general, podríamos decir que los AV parten de la provisión de información, como ilustra uno de los programas de AV más exitosos en los Estados Unidos, el Programa 33/50 de la US EPA. Este es una adición voluntaria al Inventario de Emisiones de Sustancias Tóxicas, y logró reducciones voluntarias de la emisión y transferencia de 17 químicos prioritarios, 33% en 1992 y 50% para 1994 (un año antes de lo esperado; ver Capítulo 25). Además, el enfoque voluntario y positivo podría motivar al personal de una organización gigantesca, donde no basta con que los mandos superiores estén convencidos sino que toda la organización debe desarrollar su conciencia ambiental.

De acuerdo con Coase (1960), Pigou recomendó los subsidios para las chimeneas de las fábricas. Para nosotros, las chimeneas son un tanto obvias. Sin embargo, hace un siglo, en un mundo donde el humo de las fábricas se aceptaba como algo natural y la instalación de una chimenea o un filtro era vista como un gesto muy inusual a favor del bienestar público, hasta Pigou consideró que este esfuerzo merecía la gratitud de la sociedad. Hoy en día, los AV son populares cuando las empresas son recompensadas de algún modo por ocuparse de la mitigación un poco más de lo usual. Es importante notar que la definición de una inversión ambiental es específica a su contexto. Las chimeneas ya no se consideran como una inversión específicamente ambiental, y los frenos no se consideran como una seguridad extra en los automóviles (en algunos países, sin embargo, los cinturones de seguridad sí). Tras un período de uso constante, las adiciones anteriores se convierten en costos normales de operación.

Hasta cierto punto, los AV le otorgan derechos de propiedad a la empresa. Las empresas deben pagar algunos costos de mitigación, pero los AV pueden ser una buena forma de evitar el instrumento que requiere el pago por contaminación sin mitigar, como las cargas y los permisos subastados. Desde el punto de vista formal, esta política se podría modelar como un estándar de diseño (Capítulo 6). Los incentivos para la mitigación bajo AV pueden ser los correctos, pero falta el efecto de sustitución de la producción. Los AV son más prometedores cuando hay una buena oportunidad para la mitigación técnica mientras que las imperfecciones (en los mercados del producto o tecnologías) dificultan el uso de instrumentos convencionales, como los impuestos (Carraro y Siniscalco 1997, Carraro y Leveque 1999). Además, los AV son una alternativa a los impuestos cuando la verificación de las emisiones resulta problemática (Nyborg 2000).

Aunque la colaboración puede ser deseable en cuanto a la ciencia de los problemas comunes de mitigación, la colusión económica no lo es. De hecho, evitar dicha colusión suele ser uno de los objetivos principales de la formulación de políticas. Un instrumento de política que fomenta la cooperación entre competidores podría ser indeseable desde este punto de vista.

Los AV podrían parecer atractivos cuando la agencia de protección ambiental carece del poder suficiente para coaccionar al contaminador. En cambio, es probable que los AV conduzcan a una mayor mitigación en el caso contrario —es decir, cuando el estado sí tiene suficiente poder—, porque entonces las empresas están muy motivadas (para un modelo teórico, ver Ingram 1999 o Segerson y Miceli 1999). La noción de que los AV funcionan mejor cuando se utiliza en un contexto de instrumentos más rigurosos se ilustra en el caso de la eliminación voluntaria de cloro para el blanqueo de papel en Suecia. El resultado ha sido exitoso en el sentido de que las compañías han dejado de usar cloro, pero su respuesta fue una reacción a los planes de introducir un impuesto ambiental al cloro (la demanda por etiquetas “verdes” en los productos de papel también contribuyó al cambio). Mientras la agencia de protección ambiental y el parlamento sueco redactaban las leyes correspondientes, la industria decidió moverse primero y eliminar el cloro voluntariamente. De este modo, evitó el pago del impuesto, generó publicidad positiva, y sentó un precedente para luchas futuras relacionadas con la legislación ambiental.

Es difícil evaluar el desempeño de los AV, pero lo más probable es que no puedan utilizarse en lugar de otros instrumentos<sup>5</sup>. La evidencia anecdótica es tanto favorable como crítica, y suele referirse al comportamiento de las grandes empresas multinacionales. Sin embargo, el valor de dichos estudios de caso está limitado por un “sesgo hacia el éxito”. Una de las razones principales por las cuales una empresa lleva a cabo actividades de protección ambiental es para mejorar su imagen pública. Así, se invierten muchos recursos en publicar y diseminar las “buenas noticias” (p. ej., GEMI 1998)<sup>6</sup>. La Global Environmental Management Initiative es una organización dedicada justamente a eso.

Por otro lado, una estrategia natural de los individuos afectados por la contaminación es atacar a las compañías allí donde son más vulnerables, en la arena de las relaciones públicas. Uno de los primeros intentos por medir los AV en Estados Unidos se concentró en cuatro grandes programas de la US EPA: 33/50, Green Lights (Luces Verdes), Responsible Care (Cuidado Responsable) y el Proyecto KL (Mazurek 1999a, 1999b). El Programa 33/50 ya fue mencionado y se discute más a fondo en el Capítulo 24. El Programa Green Lights fomenta las tecnologías eficientes de iluminación; se requiere de varios miles de instituciones participantes que mejoren su iluminación “donde sea rentable y donde la calidad de la iluminación se mantenga o mejore” (US EPA 2002b, 2002d). Las ganancias promedio son de un 25% sobre la inversión, de modo que al parecer el programa no está ocasionando “costos” a las empresas en el sentido económico. El programa Responsible Care, lanzado por la Asociación de Fabricantes de Químicos en 1988, es la iniciativa más prominente liderada por la industria en los Estados Unidos. Las compañías que eligen participar (conocidas como “miembros”) adoptan voluntariamente seis códigos de conducta dirigidos a promover la seguridad y evitar la contaminación.

La US EPA ha introducido bastante flexibilidad en su control y licencia del Programa Proyecto XL, a cambio de compromisos voluntarios de mitigar por encima de lo requerido. Para Intel, que produce procesadores para computadoras, el dicho “el tiempo es oro” es literalmente. Cada vez que Intel inventa un procesador un poquito más veloz, esperar para lanzarlo al mercado le puede costar a la empresa un millón de dólares por día. Un procesador nuevo podría requerir un “cambio en el proceso productivo” que automáticamente requiere una nueva licencia de la US EPA. Para esta compañía, cumplir

con estándares ambientales y costos de mitigación no es una gran carga, pero los atrasos sí lo son. Así, Intel está preparada para invertir de manera significativa en mitigación (lo que también le brinda una mejor imagen) a cambio de un tratamiento administrativo por la vía rápida (ver Boyd et ál. 1998).

Varias de las supuestas experiencias exitosas con los AV parecen exageradas (Mazurek 1999a). Aunque los VA pueden motivar y movilizar a los empleados, no necesariamente conducen a programas costosos de mitigación. Más aún, los AV dan lugar a numerosos problemas legales en relación con la legislación antimonopólica.

En general, los hallazgos relacionados con los AV aplican a compañías “proactivas” o “verdes”. Algunas compañías pueden pertenecer a sectores con un interés inherente en la protección ambiental (p. ej., los productos naturistas y el ecoturismo), pero otras pueden ser verdes en parte gracias a la preferencia o visión de sus gerentes o como una estrategia de negocios. El Consejo Mundial Empresario para el Desarrollo Sostenible (WBCSD, por sus siglas en inglés) es una “coalicción de 150 compañías internacionales unidas por el compromiso conjunto con el medio ambiente... [que] persigue este fin a través de los tres pilares de crecimiento económico, protección ambiental y equidad social”, cuyos miembros representan más de 30 países y 20 sectores industriales. El WBCSD ha logrado atraer a los principales ejecutivos de algunas de las industrias más grandes (y, en algunos casos, más contaminantes).

El WBCSD tiene algunas políticas corporativas o experimentos verdaderamente sorprendentes, que parecen validar el enunciado de que el Consejo está realmente preocupado por el ambiente<sup>7</sup>. Los críticos siguen considerando estos ejemplos como una forma de disfrazarse de verde, y una verdadera verificación empírica es tarea difícil. Sin embargo, la mayor fortaleza de los AV reside en la creatividad generada por la participación de los empleados. Al involucrarlos, se pueden abordar las miles de pequeñas actividades que son difíciles de regular o gravar. A pesar de que los AV no pueden sustituir otros instrumentos cuando se trata de problemas ambientales costosos y de gran escala, como el calentamiento global o la acidificación, la motivación y la proactividad de algunos empleados de estas compañías pueden ser beneficiosas.

## La provisión de información

Para funcionar, todos los instrumentos requieren de información, y la divulgación pública de la misma se considera un instrumento por derecho propio. La divulgación es un tema candente en la búsqueda de instrumentos de política eficaces en contextos donde, por una razón u otra (p. ej., tecnología y ecología complejas, balance desigual de poder entre contaminadores y víctimas o diferencias ideológicas), fracasan las políticas tradicionales. La revelación de la información puede tomar una de varias formas, dependiendo del grado de interpretación y agregación de la información, así como del carácter de la organización responsable de la certificación: etiquetado, divulgación pública, o calificación y certificación.

Los esquemas de etiquetado se categorizan como Tipo 1, 2 o 3. El Tipo 1 es una certificación voluntaria que las empresas solicitan; agencias independientes establecen

los criterios y evalúan productos. La certificación Tipo 2 tiene lugar en el interior de la empresa, sin criterios fijos o control exterior. La certificación Tipo 3 es la provisión de datos, sin interpretación o juicio, aunque a veces toma la forma de análisis de ciclo de vida. Como tal, el etiquetado Tipo 3 provee información calificada sobre el producto —una descripción detallada de los efectos individuales— pero sin evaluación externa. Los esquemas también se pueden categorizar según el ítem certificado: productos, empresas, procesos o gestión.

El número de esquemas de etiquetado ha aumentado rápidamente; en 1999, existían cerca de 20 programas nacionales de la OCDE (más un programa de la Unión Europea) y varias propuestas de los países en desarrollo (Nadaï 1999). La certificación orgánica de alimentos está extendida y es uno de los esquemas más antiguos. El etiquetado “verde” de productos de Tipo 1 se ha vuelto popular en el norte de Europa; el programa alemán Ángel Azul, lanzado en 1977, fue uno de los primeros programas nacionales de ecoetiquetado. En Escandinavia, el Consejo Nórdico de Ministros lanzó el Cisne Nórdico en 1989, y en Suecia la Sociedad Sueca para la Conservación de la Naturaleza (una ONG) opera el esquema independiente de etiquetado Opción Ambiental (ver Capítulo 27). Otros ejemplos de programas de certificación incluyen Opción Ambiental (Environmental Choice) de Canadá, Sello Verde (Green Seal) de Estados Unidos, ECO MARK de Japón y NF Ambiente de Francia (OECD 1997).

Los esquemas de divulgación pública de la información, categorización y calificación, como la iniciativa PROPER en Indonesia, son algo similares al etiquetado de productos (ver Capítulo 25). Sin embargo, dichos esquemas califican empresas o plantas en lugar de productos, y la agencia certificadora o calificadora es un ministerio en lugar de una ONG.

Otra forma de revelación es la certificación ambiental de empresas con estándares ISO 14000 o EMAS<sup>8</sup>. Este tipo de política está orientado hacia el manejo, porque se certifican las rutinas y estructuras administrativas de las empresas (u otras organizaciones), no los estándares o el desempeño ambiental per se. El ISO 14000 requiere la implementación de un sistema de manejo ambiental y especifica los requisitos para establecer una política ambiental, determinando los impactos de productos o servicios, y planeando y alcanzando metas ambientales a través de objetivos mensurables. Las compañías deben organizar un procedimiento creíble de manejo ambiental y apuntar a una mejora continua del mismo. A cambio, las compañías son certificadas, lo cual (al menos en algunos mercados) les añade valor al aumentar su credibilidad. La certificación no es solamente un esquema de etiquetado, es también un instrumento dentro de la organización. Hay un grado considerable de inercia en las organizaciones grandes, y la gerencia podría tener que luchar por implementar sus políticas a lo largo de toda la organización. En este sentido, el ISO 14000 es similar al control de calidad (ISO 9000), y pareciera que ambos estándares se están integrando cada vez más.

Los etiquetados Tipo 2 y 3 son relativamente comunes en la industria. Volvo, por ejemplo, provee información ambiental detallada y evalúa su desempeño de acuerdo con varios criterios y sus propios objetivos internos, y los resultados se publican en informes ambientales. Un sistema para la divulgación de información en el cual la industria provee datos a las autoridades públicas es el Inventario de Emisiones de Sustancias Tóxicas (TRI, por sus siglas en inglés de Estados Unidos). Una crítica del TRI es que el público

no puede interpretar su información, pero la experiencia ha demostrado que, partiendo de dicha información, han ido apareciendo otros esquemas de calificación y evaluación, tales como Scorecard (ver Capítulo 24), que provee información digerida a ONG, inversionistas, vecinos de empresas emisoras y otros.

Las distintas formas de provisión de información se están volviendo más populares entre los teóricos y en las aplicaciones del mundo real. La provisión de información ha sido mencionada como la “tercera ola” de formulación de política ambiental (después de la regulación y los instrumentos de mercado), y su popularidad puede ser explicada por los costos cambiantes de proveer, procesar y diseminar información relevante (Tietenberg 1998). En esta área, ha habido algunas experiencias interesantes del manejo de recursos naturales en países desarrollados y en vías de desarrollo (p. ej., agricultura orgánica, programas de certificación forestal). En algunos países, el etiquetado se aplica a aspectos de contaminación y puede ser particularmente promisorio en situaciones donde la información y otros costos administrativos de políticas más tradicionales son excesivos.

Los esquemas de etiquetado del norte europeo están entre los más exitosos. Sin embargo, pocos de ellos han sido evaluados satisfactoriamente de una manera científica; así, “exitoso” se refiere en un sentido general al rango de uso y la proporción del mercado y popularidad alcanzadas. Juntas, las dos etiquetas más comunes en Suecia (Opción Ambiental y Cisne Nórdico) tuvieron la siguiente proporción aproximada del mercado en 1996:

pañuelos faciales y papel higiénico	100%
detergente de ropa	65%
otros detergentes y productos de limpieza	50-70%
jabón y shampoo	1-10%

Además, se han certificado varios productos, que van desde sistemas de transporte público hasta productores de electricidad verde. No resulta obvio cómo deben analizarse las proporciones grandes del mercado: si son cero, no se ha progresado mucho (aún); si son altas, los criterios pueden ser demasiado relajados. En el caso de la “electricidad verde”, la homogeneidad del bien implica que el diferencial de precio ofrece una buena medida de la voluntad de pago por el atributo “verde”, que carece de una importancia práctica y directa para el consumidor. En Suecia, el valor adicional de la etiqueta verde era poco más que US\$ 0,001/kWh o cerca del 5% del precio de la electricidad en 2000-2001 (los datos eran ofertas reales en los mercados; Kraftbörsen 2001). La proporción del mercado creció de 0 en 1996 (sin regulación) a 5% en 1999.

Una razón del éxito del ecoetiquetado en Suecia es la presencia de ONG ambientales fuertes y por lo tanto una demanda por productos verdes (OECD 1997). En este país, existen al menos dos programas rivales de etiquetado. Originalmente, la Comisión Europea esperaba incluir a todos los esquemas de etiquetado en el de la Unión Europea, pero la evidencia indica que la competencia entre esquemas es positiva, y el impulso de la armonización se ha desacelerado (Karl y Orwat 1999). Si esta suposición es cierta, entonces parte del éxito en Suecia puede deberse a la competencia. Ciertamente, la competencia promueve el debate sobre los criterios de certificación. Ya que los aspectos técnicos y ecológicos



son complejos, tener varias fuentes independientes de valoración podría aportar la cantidad óptima de información para el consumidor.

Por otro lado, la industria adopta una postura negativa hacia la plétora de sanciones. La industria también tiene sus reservas con el etiquetado Tipo 1 (ICC 1996):

- La existencia de demasiados esquemas de etiquetado puede obstaculizar el comercio internacional, en particular si hay demasiadas etiquetas nacionales individuales, que podrían afectar la competitividad.
- Los esquemas de etiquetado deberían basarse en una ciencia sólida, en especial el uso del análisis de ciclo de vida. Sin embargo, este es tan complicado que a veces resulta impracticable.
- La adopción de esquemas de etiquetado debería ser voluntaria y el criterio transparente. Los representantes de la industria deberían estar involucrados en la formulación de esquemas de etiquetado.

Curiosamente, Las opiniones acerca del papel de los auditores externos están divididas entre ambos lados del Atlántico. La Cámara Internacional de Comercio (ICC, por sus siglas en inglés) como un todo afirma que la creencia en la necesidad del ecoetiquetado por terceras partes es errónea, porque no hay razón para desconfiar del etiquetado que hacen las compañías; en conjunto, los esfuerzos voluntarios de las empresas y las regulaciones nacionales proveen una protección ambiental suficiente. Así, la ICC advierte a los fabricantes y gobiernos que sean cuidadosos al contemplar el uso de etiquetado por terceras partes. El Consejo Norteamericano de Negocios Internacionales, una rama de la ICC, es mucho más enfático en su desaprobación. En una advertencia al documento de la ICC, el Consejo dice que “no puede respaldar este documento porque no refleja adecuadamente su opinión de que los esquemas de ecoetiquetado de muchos criterios están basados en un concepto inherentemente erróneo que resulta en prácticas comerciales proteccionistas, barreras al progreso ambiental, e información engañosa para los consumidores” (ICC 1996).

Otros que podrían preocuparse en principio son los exportadores de bienes de los países en desarrollo, quienes podrían percibir el ecoetiquetado como una barrera no arancelaria al comercio. Dicha preocupación fue investigada de forma empírica entrevistando empresas norteamericanas que tenían el Sello Verde estadounidense o el EcoLogo Opción Ambiental canadiense (Chua y Fredriksson 1998). En el momento de las entrevistas, las etiquetas verdes no parecían importantes en el mercado estadounidense y, así, su existencia no era una barrera a las exportaciones de otros países a los Estados Unidos.

La demanda de información está aumentando, y los costos de su oferta están disminuyendo. Una de las funciones principales de la formulación de políticas en esta área parece ser la de proveer una estructura para el flujo de información. En la Parte III (particularmente en el Capítulo 13) analizaremos varias condiciones y criterios para seleccionar instrumentos de política en situaciones con incertidumbres o asimetrías en la información. La provisión de la información mediante el etiquetado, la divulgación, u otros mecanismos es particularmente importante en estos casos. Sin embargo, la mera provisión de información per se es insuficiente, mientras que el uso simultáneo de información e

incentivos que parten de ella mejora el desempeño de las empresas (Sinclair-Desgagné y Gabel 1997).

En Europa, ha habido alguna discusión política acerca de promover oficialmente los esquemas de etiquetado requiriendo que las autoridades públicas le brinden un trato preferencial a los productos etiquetados. La entonces Comisionada para el Ambiente de la Unión Europea, Margot Wallström, ha sugerido uno de los esquemas más drásticos: impuestos al valor agregado (IVA) diferenciados, con tasas más bajas para los productos etiquetados. La factibilidad de este esquema está siendo investigada por varios gobiernos nacionales en la Unión Europea. Parecería raro que una política tan firme esté bajo consideración si tomamos en cuenta las dificultades enfrentadas para aprobar impuestos ambientales más convencionales, pero a veces la lógica de la factibilidad política es compleja.

Un IVA diferenciado sería un factor importante en la promoción de los bienes eco-etiquetados, pero también conllevaría algunas complicaciones. Cambiaría por completo la naturaleza política de los esquemas de etiquetado al exponerlos a un *lobby* más intenso, y generaría problemas de comercio al discriminar contra importaciones de países cuyos productores no han tenido la oportunidad de obtener la certificación. Además, los beneficios ambientales alcanzados por las empresas “aprobadas” tendrían que ser proporcionales a las ventajas fiscales recibidas, y habría que determinar cómo medir estos valores. Este instrumento podría resultar muy costoso sin ser muy preciso en sus objetivos ambientales.

### Lectura adicional

Amacher 1998  
 Arora y Cason 1994  
 Bizer y Jülich 1999  
 Laffont 1989b  
 We the Peoples 1995

### Notas

1. A veces, la tecnología nueva puede ser vital para el establecimiento de derechos de propiedad. Recientemente en la cuenca del Amazonas, por ejemplo, las autoridades brasileñas comenzaron a utilizar sistemas de información geográfica (SIG) para monitorear el desarrollo anual. Este enfoque ha sido eficaz para hacer cumplir las regulaciones de uso de la tierra (es decir, encontrando la tala ilegal para perseguirla legalmente). Se necesita una tecnología similar para tornar más seguros los derechos de propiedad (Chomitz 2000, CPTEC 2002).

2. En el equilibrio de Nash ningún jugador puede mejorar su recompensa mediante la acción unilateral, esto es, sin la posible reacción del otro jugador. En el equilibrio de Pareto, ningún jugador puede aumentar su recompensa sin una reducción simultánea en la recompensa del otro jugador.

3. En 1984, la planta Union Carbide en Bhopal, India, dejó escapar una cantidad masiva de metil isocianato, un gas químico venenoso. Se estima que murieron entre 1500 y 4000 personas, y muchas más quedaron permanentemente incapacitadas. La cadena de eventos que condujo a la catástrofe es compleja, y todavía se discute si el accidente dependió de fallas operativas menores y estándares descuidados o al sabotaje por parte de un empleado descontento (Fischer

1996). En cualquier caso, el comportamiento de los empleados en este contexto ilustra el tema del riesgo moral.

4. Algunos autores caracterizan los AV como sistemas voluntarios y acuerdos negociados puramente unilaterales y conducidos por el sector público.

5. Los AV deberían usarse junto con instrumentos de comando y control o instrumentos basados en el mercado. De este modo, y con un monitoreo independiente y la difusión pública de los resultados, los AV pueden ser exitosos. Sin embargo, utilizarlos como sustituto de otra política en un ambiente sin regulaciones crea riesgos considerables de una mitigación insuficiente. Los impuestos son una amenaza más eficaz que la regulación cuando se trata de coaccionar compañías para que adopten AV (Bjoerner y Jensen 2000). Con impuestos, las empresas no solo tienen que mitigar sino también pagar por contaminación no mitigada.

6. Una red de investigación dedicada al análisis de los acuerdos voluntarios es Concerted Action on Voluntary Approaches (CAVA), la European Research Network on Voluntary Approaches for Environmental Protection (CAVA 2000).

7. Dos ejemplos interesan para propósitos de este libro. El Deutsche Bank es una de las instituciones financieras más grandes del mundo, y como miembro del WBCSD también apoya el Global Compact de las Naciones Unidas, la Iniciativa de Servicios Financieros del PNUMA, y el sistema de manejo ambiental ISO 14000. Un ejemplo del compromiso del Deutsche Bank con el fomento del desarrollo sostenible es el Fondo para el Desarrollo del Microcrédito del Deutsche Bank, que se dice está basado en el Grameen Bank (ver Capítulo 29). Otro miembro del WBCSD ha afirmado su apoyo al Protocolo de Kyoto: Shell se fijó a sí misma, de manera unilateral, una reducción del 10% para el 2002 (en comparación con los niveles de 1990), y está probando el comercio interno de carbono, con los precios fijados a US\$ 5/tonelada métrica de carbono hasta el 2010 y US\$ 20/tonelada métrica a partir de entonces (Shell 2001). Sin embargo, las reducciones de emisiones discutidas por Shell (y otras compañías petroleras, como BP, con un sistema similar) son emisiones de proceso, no el total de emisiones relacionado con la quema de sus combustibles, que es mucho mayor.

8. ISO 14000 es operado por la Organización Internacional de Estandarización (ISO, por sus siglas en inglés), y el Sistema de Gestión y Auditoría Medioambientales (EMAS, por sus siglas en inglés), es dirigido por la Comisión Europea. El EMAS demanda más divulgación pública que el ISO.

# *Política nacional y planificación*

**L**A FORMA EN QUE SE ORGANIZÓ ESTE LIBRO podría dar la impresión de que los gobiernos seleccionan sus instrumentos de política de manera objetiva. Sin embargo, es muy frecuente que factores como la tradición, la cultura, los hábitos y expectativas entren en ese proceso de selección. Los patrones de las políticas tienden a variar entre áreas o sectores geográficos, dependiendo de los factores ecológicos, técnicos, culturales, políticos y legales que subyacen la formulación de políticas. De acuerdo con los principios de subsidiaridad o federalismo fiscal, las decisiones deben ser delegadas al escalafón apropiado del gobierno, y la política local debe variar para adaptarse a las condiciones de cada lugar. Por otro lado, los países o regiones que compiten para atraer compañías ofreciendo estándares ambientales (o de otro tipo) laxos se estarían haciendo un flaco favor al participar en una “carrera hacia el fondo”, especialmente en materia de contaminación transfronteriza o global.

La estructura de la planeación y la formulación de políticas ambiental, junto con las estructuras administrativas y las instituciones (tales como ministerios o agencias de protección ambiental) pueden verse como un “instrumento” en sí mismas. Algunos politólogos enfatizan este aspecto y estudian el proceso de innovación y difusión de experiencias en el proceso de planificación entre países (Jänicke et ál. 1997, Jänicke 2000, Jänicke y Jörgens 2000, Kern et ál. 2001). El primer paso parece haber sido el establecimiento de ministerios o agencias ambientales autónomas, comenzando a finales de los 60 en Suecia, Inglaterra y Estados Unidos, seguidos por otros nueve países, en su mayoría países industrializados de la OCDE. Hoy en día, la mayoría de los países del mundo tienen alguna forma de ministerio o agencia de protección ambiental.

La Agenda 21, adoptada en la Cumbre de Río en 1992, llamó a sus signatarios a fortalecer la capacidad institucional para el desarrollo sostenible. Para apurar la implementación de la Agenda 21, muchos países formularon y adoptaron planes nacionales de acción ambiental (PNAA). Los precursores fueron Dinamarca, Noruega y Suecia en 1988, y hoy en día una gran mayoría de países de la OCDE tienen pla-

nes similares. Además, el Banco Mundial ha estado promoviendo, y hasta exigiendo, PNAA de sus países clientes en el mundo en desarrollo.

Tendencias similares están emergiendo en legislación y políticas concretas para impuestos de carbono y leyes para la conservación del suelo. Los países pequeños y proactivos tienden a crear políticas innovadoras que luego se extienden, pero los países prominentes, como Inglaterra y los Estados Unidos, sirven como modelos para muchos otros en las áreas de estructura institucional y cultura general de políticas (Kern et ál. 2001). Las variaciones en la estructura de las políticas y la elección de instrumentos entre países son impresionantes.

Los permisos negociables son comunes en Estados Unidos pero raros en otros lugares, donde su única aplicación importante es en la actividad pesquera (como cuotas transferibles). Las aplicaciones fuera de este sector son pocas, salvo algunos ejemplos menores en otros sectores de los recursos naturales (como el pastoreo) y el uso de permisos transables para sustancias que agotan la capa de ozono en Singapur, donde los permisos se subastan cada trimestre pero un 50% de la asignación se basa en criterios históricos (*grandfathered*) (Markandya y Shibli 1995). Los impuestos ambientales también tienen una distribución geográfica limitada; rara vez se utilizan y casi siempre se resisten en Estados Unidos, pero son comunes en el norte de Europa y algunos países en desarrollo, especialmente China (ver Capítulos 5 y 6).

En 1997, el total de impuestos selectivos al consumo en Estados Unidos fue de US\$ 59 billones, de los cuales 14 billones provinieron del alcohol y el tabaco, cerca de 30 billones del combustible, y 9 billones del tráfico aéreo y la telefonía. Los impuestos ambientales propiamente alcanzaron US\$ 100 millones, descendiendo desde aproximadamente 1,5 billones en 1995 (principalmente de sustancias que dañan la capa de ozono y el Superfondo). Si se define *ambiental* en su sentido más amplio (excluyendo la telefonía y el alcohol, pero incluyendo los combustibles y el tabaco), podríamos afirmar que los impuestos ambientales selectivos al consumo en Estados Unidos fueron de US\$ 48 billones en 1997 (IRS 2002). Esta cantidad es solo seis veces los impuestos correspondientes en Suecia, a pesar de que este país equivale solamente a un 3% de Estados Unidos (SOU 1997). Usando estadísticas de OCDE, se han comparado impuestos relacionados con la energía y el ambiente como una proporción del producto interno bruto (SOU 1997). En 1993, la proporción de Estados Unidos era de 0,8%, mientras el promedio en los países europeos de la OCDE fue de 2,5%. En la misma comparación, otras proporciones fueron: Canadá, 1,3%; Japón, 1,7%; Alemania, 2,4%; Suecia, 3,2%; los Países Bajos, 3,5%; y Grecia, de 5% (el más alto).

En general, Estados Unidos prefiere los permisos (en particular los permisos calculados en función de criterios históricos, de asignación gratuita), mientras que los países europeos prefieren la imposición. Estas tendencias parecen reflejar creencias subyacentes a los derechos individuales: la doctrina de apropiación previa en Estados Unidos, y el estado benefactor y paternalista como representante de los intereses de la sociedad en Europa. Probablemente haya un buen grado de trayectoria dependiente en el desarrollo de políticas nacionales. Una vez que un país lanza una serie de políticas, esto conduce a ciertos patrones de *lobby*, efectos de aprendizaje, y experiencias que le dan forma a la aceptación futura de los instrumentos de política. Originalmente, en algunos países euro-

peos los impuestos se destinaban únicamente a financiar la oferta de agua, el tratamiento de aguas negras, la construcción de carreteras y otros gastos municipales. Sin embargo, cuando los formuladores de políticas y otros observaron que dichos impuestos conducían a un ahorro de energía y recursos, se vieron motivados a aumentar gradualmente los impuestos. La sociedad se adaptó a los impuestos elevados, y algunos grupos pueden incluso haber notado que se beneficiaban del pago de impuestos (ver Capítulo 21).

Alemania es una de las economías más fuertes de la Unión Europea y dedica una atención considerable a los estándares técnicos elevados en muchas áreas de interés ambiental. En ese país se ha logrado un progreso ambiental significativo, principalmente a través del uso ambicioso de estándares combinado con una firme creencia en el progreso tecnológico y la ingeniería, y solo recientemente comenzó a utilizar impuestos para la protección ambiental. En abril de 1999, entró en vigor una ley que había sido uno de los proyectos principales de la coalición del partido Social Demócrata y el Partido Verde en el gobierno: “El primer paso hacia una reforma fiscal ecológica” (Deutscher Bundestag 1999). La ley, que se supone es la primera de una serie de pasos, ya ha sido criticada por organizaciones laborales y empresariales, economistas y ambientalistas. El perfil ecológico de la ley no es claro, aunque sí se refiere al tema de las emisiones de dióxido de carbono. Numerosos factores institucionales (p. ej., la legislación de la Unión Europea) dificultan la implementación de impuestos ambientales (ver Capítulo 24).

En Japón, la formación de consenso es considerada como el instrumento principal de política ambiental; los decisores gubernamentales se reúnen con representantes de los conglomerados industriales para alcanzar un consenso. Este enfoque podría ser similar al mecanismo de acuerdos voluntarios. Sin embargo, es difícil saber cuánto de las diferencias culturales en los instrumentos de política es una función de distintas terminologías, no de la forma en la cual se toman las decisiones<sup>1</sup>.

La imposición ambiental es rara en todos los sectores japoneses, excepto en el precio del agua y la energía (recursos que han sido manejados con cuidado para promover su conservación) y las emisiones de azufre. La producción eficiente es la estrategia clave para muchas industrias japonesas, que animan a sus gerentes a trabajar de cerca con los demás empleados para evitar el desperdicio de material, energía, espacio y tiempo. Este concepto parece extenderse naturalmente hacia el ambiente. Sin embargo, el consenso incluye algunos elementos importantes de los subsidios; por ejemplo, deducciones de impuestos generosas para inversiones en mitigación, depreciación extra con cargo al pago de impuestos, dispensas de impuestos de la propiedad locales para propósitos relacionados con la mitigación, y otras exenciones de impuestos territoriales y urbanos, así como de impuestos comerciales ordinarios.

Otros instrumentos de política que han ido ganando terreno en Japón son la declaración de responsabilidad y el papel de las cortes. Con su densidad poblacional elevada y crecimiento económico rápido en la posguerra, Japón se ha visto golpeado por varios desastres ambientales serios, tales como *itai-itai*, una enfermedad ósea causada por la exposición al cadmio en el agua contaminada, reportada por primera vez en 1946 (Adams y Motarjemi 1999); la intoxicación por mercurio, causada por pescado envenenado de la Bahía Minimata, que ocurrió por primera vez en 1956 (Mineta 2002); y el “asma Yokkaichi”, un grupo de enfermedades respiratorias causadas por las emisiones de un

complejo petroquímico en Yokkaichi, aparente por primera vez en 1960 (WHO 2001). En 1970, la corte suprema japonesa presentó los nuevos lineamientos que en esencia revertían la carga de la prueba: al permitir la presentación de evidencia epidemiológica, las cortes obligan a los contaminadores a probar su inocencia en un juicio. Como resultado, a principios de los 70 los demandantes ganaron todos los casos relacionados con enfermedades ambientales. Estos fallos le envían una señal clara a los contaminadores de que la compensación es más cara que la mitigación, tanto para las empresas como para la sociedad. En 1973, se aprobó una ley que otorgaba a las personas con ciertas enfermedades el derecho a compensación por gastos médicos y pérdida de ingresos (pero no por dolor y sufrimiento). Los fondos se recaudaron mediante impuestos al azufre y los automóviles.

Un rasgo común a todos los países industrializados mencionados en este capítulo es que la regulación básica y las licencias o permisos constituyen la espina dorsal de la protección ambiental. Los instrumentos de política basados en el mercado y de otros tipos no se perciben tanto como alternativas, sino más como complementos de los instrumentos de política tradicionales. Los instrumentos de mercado no pueden reemplazar a los tradicionales, porque los primeros requieren por lo general de una cantidad considerable de monitoreo y control.

Muchas de las economías más grandes del mundo tienen un pasado colonial (p. ej., Brasil, Canadá, Indonesia y Estados Unidos). Porciones relativamente grandes de sus sistemas legales fueron creadas bajo el régimen colonial y por lo tanto modeladas de conceptos legales occidentales, pero dichos sistemas se han tenido que adaptar y evolucionar para responder a las demandas y condiciones locales. Una condición local común es la falta de recursos financieros y administrativos. En India, por ejemplo, no falta la legislación ambiental ni los estándares, pero sí el cumplimiento de dichas reglas. El sistema judicial indio ha sido lento para juzgar los casos; casi 3500 de los 6200 casos presentados bajo las leyes de aire y agua seguían pendientes en 1998. Para acelerar el progreso ambiental, se introdujo en 1982 la litigación de interés público, como una vía por la cual el pueblo (o una tercera parte en su lugar) podría solicitar que las cortes hagan cumplir los derechos al aire y el agua limpios. Este proceso ha sido exitoso en varios casos (Shankar 1998). La litigación de interés público ha convertido a las cortes en actores importantes de la formulación de políticas en la India (ver Capítulo 24).

Varias de las economías antiguamente planificadas del este europeo ya habían implementado una forma de cargas ambientales bajo el régimen anterior: No operaban como impuestos pigouvianos porque las empresas tenían restricciones presupuestarias laxas, es decir, no generaban sus ganancias en un mercado sino que recibían fondos ministeriales pertinentes a sus "necesidades". Sin embargo, las cargas sí permitieron la recaudación de fondos que se usaron para la mitigación y la restauración ambiental, además de generar conciencia sobre el medio ambiente. Las cargas también facilitaron la introducción de algunos impuestos reales (aunque bajos) cuando las economías se embarcaron en la transición hacia economías de mercado.

La debilidad de las instituciones, el monitoreo y todos los prerrequisitos necesarios para asegurar los derechos de propiedad en las economías de transición —y en muchos países en desarrollo— constituyen un obstáculo considerable a cualquier política am-

biental. Sin embargo, las experiencias positivas de los impuestos ambientales en Colombia y en China (ver Capítulo 25) son muy alentadoras. En otros países, la provisión de información, acuerdos voluntarios y cierto etiquetado verde han resultado exitosos, y el concepto de cuota negociable se ha utilizado principalmente para el manejo de recursos naturales.

Otros dos rasgos llaman la atención en los países en desarrollo. Primero, el manejo de los recursos de propiedad común (RPC) es importante para el bienestar social, particularmente de los pobres. Los RPC pueden ser una manera útil de manejar ecosistemas sensibles que desempeñan funciones importantes para la sociedad. Segundo, muchos países en desarrollo utilizan una estructura fiscal diferente de la de los países desarrollados. La mayoría de los países en desarrollo tienen impuestos sobre la renta mucho menores (como porcentaje del total de recaudaciones fiscales) (Sterner 1996), de modo que deben apoyarse en los impuestos específicos, comerciales, a la propiedad y sobre las ganancias, muchos de los cuales son seriamente distorsionadores. En años recientes, ha aumentado la presión por hacer los impuestos más eficientes, pero el hecho es que el impuesto sobre la renta es más fácil de recaudar en algunos países que en otros. Por esta razón, varios impuestos relacionados con el ambiente (p. ej., carreteras, combustible, energía, cigarrillos y alcohol) ya desempeñan un papel central en el presupuesto de muchos países pobres. Puede ser una forma de financiar la protección ambiental o de aumentar la recaudación general. Para asegurar la aceptación de una política para el ambiente o los recursos naturales, el costo de la protección se debe distribuir entre distintos agentes, contaminadores y contribuyentes de modo tal que ninguna de las partes se vea sobrecargada. Muchos países establecen fondos ambientales mediante los cuales las cargas recolectadas están destinadas específicamente para gastos de protección del ambiente. Otro instrumento que está adquiriendo popularidad en los países en desarrollo (y otros) es la divulgación de información.

Hay argumentos fuertes de bienestar que favorecen la subsidiaridad como un instrumento de política eficaz para los países en desarrollo (Oates 1998). Se pueden obtener beneficios considerables permitiendo que las asambleas legislativas locales adapten las políticas a las condiciones locales, si aquellas son lo suficientemente grandes como para internalizar la mayoría de la contaminación y tienen los instrumentos apropiados para implementar una política óptima. Para la contaminación transfronteriza o el manejo de los comunes globales, sin embargo, las políticas internacionales (o coordinadas) son mejores (ver Capítulo 17).

Durante los últimos años, la formulación de política ambiental ha empezado a trasladarse del ámbito nacional a uno más global. Este cambio es en parte un reflejo de la internalización de toda la formulación de políticas y en parte un intento por nivelar la cancha entre competidores. Una industria que ha sido forzada a adoptar requisitos estrictos de proceso o producto tiende a querer imponer las mismas restricciones a todos sus competidores, aun si al principio no estaba a favor de la legislación en sí. Una vez adaptada a la regulación, cada industria encuentra que le conviene extender los mismos estándares a otras industrias. Así, las industrias de los países desarrollados se convierten en aliadas involuntarias de los partidos verdes al promover estándares ambientales en los países en desarrollo.



Otras fuerzas que impulsan la internacionalización de la formulación de políticas incluyen la naturaleza persistente de muchos contaminantes; la necesidad de estandarizar de la gestión de las compañías multinacionales, y el papel generalmente prominente de instituciones internacionales como el Banco Mundial, la Fundación Económica de Japón, la Secretaría del Tratado de Libre Comercio de América del Norte, la Unión Europea y las Naciones Unidas.

## Nota

1. La formación de consensos informales también puede ser importante en Estados Unidos y Europa. En Alemania y Francia, los aspectos relacionados con la regulación ambiental se discuten entre colegas y exalumnos de las *grandes écoles*, como la École des Mines. La formación de consenso también se considera un rasgo fundamental de la formulación de política finlandesa (Sairinen y Teittinen 1999).

### PARTE III

## *La selección de instrumentos de política ambiental*

**L**A ESCOGENCIA DE UN NIVEL DE MITIGACIÓN ÓPTIMO está dada por la intersección entre dos curvas que representan el daño marginal y el costo marginal de mitigación (ver Figura 6-1 en el Capítulo 6). Sin embargo, esas curvas marginales monotónicas y continuas son una sobresimplificación cuya ocurrencia es poco probable por varias razones. Primero, las tecnologías de mitigación no son perfectamente conocidas, ni siquiera por los decisores primarios: los agentes mismos y los reguladores.

De hecho, los reguladores dependen de información parcial y quizás inexacta suministrada por los agentes. Podría ser imposible obtener dicha información de antemano porque las tecnologías de mitigación más recientes —en particular los métodos de producción limpia— están aún por desarrollarse, y en ocasiones hace falta investigar incluso la ciencia básica. Normalmente, solo se dispone de un par de estimaciones puntuales que representan anteproyectos tecnológicos, con algún estimado aproximado de las reducciones y costos de las emisiones. Si dichos estimados se utilizaran como la base de una curva de mitigación, esta sería muy poco clara y tendría una incertidumbre considerable.

También para los costos de los daños se asume una incertidumbre considerable; son difíciles de estimar porque dependen de concentraciones en el ambiente más que de las emisiones. La carga total de contaminación sobre una población o biotipo determina sus efectos sobre el ecosistema y la salud. Probablemente el daño también es no lineal y varía con la ubicación, tiempo, densidad poblacional e interacción con otros contaminantes. La combinación de ambos tipos de incertidumbre crea una incertidumbre aun mayor sobre el nivel óptimo de regulación o impuestos. Algunos instrumentos pueden generar costos de error esperados menores que otros, dependiendo de las circunstancias. La existencia de incertidumbre en relación con el nivel óptimo de mitigación o la carga óptima fomentará el cabildeo. La política utilizada será siempre el resultado de negociaciones y, por lo tanto, al comparar instrumentos no podemos suponer que, de utilizarse, los instrumentos apuntarán necesariamente hacia el mismo óptimo.

Los capítulos de la Parte III reseñan varios casos especiales donde la teoría puede sugerir la manera de escoger instrumentos de política. A menudo, en el trabajo aplicado los problemas de selección y diseño de políticas se ven complicados por la interacción de varios de estos factores, que se discuten por separado. Aunque los hechos en cualquier caso dado pueden ser inciertos, el diseño de políticas requiere de mucha estabilidad y credibilidad. Cualquier instrumento de política que carezca de un compromiso creíble y de largo plazo enfrentará resistencia por medios judiciales y políticos, y si no se espera que tenga larga duración, es probable que tenga poco o ningún efecto sobre las decisiones de inversión y gestión de empresas, agencias públicas e individuos. Esta situación es particularmente aplicable a instrumentos que comportan la transferencia de derechos de propiedad y a leyes fiscales, dos de los mecanismos principales de las políticas potencialmente efectivas. Frente a la incertidumbre, a menudo los formuladores de políticas gustan de experimentar con ellas y ajustarlas gradualmente. Este enfoque es legítimo y comprensible, pero puede resultar difícil, porque el ajuste mismo se podría percibir como debilidad y como una invitación al cabildeo.

La diversidad de instrumentos de política es mucho más rica que el simple escenario de “impuestos vs. regulación” presentado en los libros de texto (ver también el Capítulo 11). En general, ningún instrumento de política es óptimo. Dadas las complejidades de las situaciones de la vida real, siempre hay un intercambio entre varios atributos o criterios deseables, como la eficiencia, los efectos distributivos, los costos administrativos, y la factibilidad política. Es claro que los debates estériles en los cuales los economistas argumentan en favor de los impuestos y otros instrumentos de mercado, mientras los abogados e ingenieros defienden las regulaciones, no son productivos. Una manera más constructiva de representar la selección de políticas consiste en reconocer que hay varios instrumentos disponibles y que las teorías de varias disciplinas pueden ayudar a determinar su elección y diseño.

La matriz de políticas introducida en la Parte II se puede usar para identificar y comparar las experiencias de varios países o sectores con instrumentos de política. Para analizar un poco más la selección de instrumentos, es necesario relacionar la experiencia con la teoría, y la discusión deberá estar estructurada en una matriz de selección de políticas. Dicha matriz suplementaría la matriz de políticas en dos dimensiones importantes: los criterios para la selección de políticas, y los países del mundo o las condiciones que podrían ser relevantes. Los criterios incluyen la eficiencia (en varios aspectos, como la eficiencia de asignación estática y dinámica, pero también eficiencia en relación con el uso de fondos públicos y sus costos de transacción), efectividad, equidad, efectos sobre la distribución del ingreso, y otros aspectos relacionados con la distribución de bienestar, compatibilidad de incentivos y factibilidad política. Entre las condiciones relevantes, algunas se refieren a la tecnología y ecología en juego, como la existencia de relaciones no lineales, efectos de borde, interacciones, o efectos temporales o de distribución espacial. Otras condiciones relevantes tienen que ver con la economía: formas de mercado (competencia, oligopolio, monopolio, etc.), la estructura y disponibilidad de la información, y el grado de desigualdad presente en la distribución. Los factores sociopolíticos (p. ej., el nivel de corrupción, democracia o apertura) también pueden ser cruciales.

La combinación de todos estos factores en una matriz la haría tridimensional (instrumentos, condiciones y criterios). Para simplificar su presentación, podemos unir las condiciones y los criterios; así, las filas serían la combinación de criterios y condiciones relevantes para la escogencia entre varios instrumentos de política, que podrían constituir las columnas de la matriz. Debido a la enorme selección de opciones de políticas, criterios y condiciones relevantes, resulta difícil presentar una matriz de selección de políticas completa en una sola página. Sin embargo, el Cuadro 18-1 constituye un intento por resumir algunos de los puntos principales (Capítulo 18). En algunos casos, se puede comparar un subconjunto de políticas seleccionadas según una serie de criterios relevantes. Como no es muy práctica, la matriz de selección de políticas es más una matriz "virtual" que un principio de organización. En este sentido, toda la Parte III es un intento por describir algunos de los rasgos generales de las opciones que enfrentan quienes diseñan las políticas, y los distintos temas tratados representan las filas en esta matriz virtual.

Los primeros criterios por estudiar son las clásicas eficiencias estáticas y dinámicas, que a menudo son los argumentos centrales a favor de los instrumentos de mercado, al menos dados unos costos de mitigación heterogéneos o que cambian rápidamente. Sin embargo, los costos heterogéneos de los daños pueden constituir un argumento poderoso en favor de las regulaciones cuantitativas. En algunas instancias, el cumplimiento exacto de las metas puede ser importante, lo cual torna la efectividad en un criterio importante. El Capítulo 12 cubre un espectro de condiciones que podrían afectar la eficiencia estática y dinámica, incluyendo el progreso técnico, el crecimiento económico, la inflación y las propiedades del ecosistema que afectan el modo en que se diseñan las reglas, brindando a los agentes los incentivos correctos para actuar por el bien común.

El Capítulo 13 se refiere a la incertidumbre (por ejemplo, sobre el desarrollo de las tecnologías de mitigación o los costos de mitigación y daño) o información asimétrica. En el Capítulo 14 se discute la importancia de la estructura de mercado, el contexto económico general en el cual operan los instrumentos de política, y efectos generales de equilibrio. El Capítulo 15 se concentra en la distribución de costos asociados con la implementación de diferentes instrumentos de política. Esto nos conduce a la discusión de la economía política de la escogencia de instrumentos de política en el Capítulo 16, que también incluye temas relacionados con el cumplimiento de la ley y el monitoreo. El Capítulo 17 trata de los aspectos internacionales de la elección de instrumento: contaminación global y transfronteriza, y cuestiones de comercio y competitividad (así como el financiamiento de la mitigación en países pobres). El Capítulo 18 resume las conclusiones más importantes de la selección y el diseño de instrumentos de política.

# *Eficiencia de los instrumentos de política ambiental*

**L**OS RETOS AMBIENTALES ACTUALES son considerables, y enfrentar algunos de ellos será una tarea costosa. Por ello, es imprescindible seleccionar metas que logren un balance razonable entre costos y beneficios, para alcanzar dichas metas al menor costo posible. Este concepto equivale al significado común de *eficiencia*. Los instrumentos de política se deben utilizar porque de otro modo las fallas del mercado le impiden operar eficientemente.

En este capítulo, comenzamos por discutir la eficiencia estática (maximización de la ganancia o utilidad en un modelo estático) para varias condiciones; en especial, la heterogeneidad de los costos de mitigación o del daño ambiental. Luego procedemos a la eficiencia dinámica, que es la eficiencia intertemporal en el uso de un recurso finito y agotable, y terminamos con una discusión general de la eficiencia en presencia de factores macroeconómicos como el progreso tecnológico, el crecimiento económico y la inflación.

### Costos heterogéneos de mitigación

La elección de un instrumento de política depende de muchos factores, y un tema especialmente controversial entre los formuladores de políticas es si usar instrumentos de mercado, como las cargas y los permisos transables. Los mecanismos de mercado son por lo general más eficientes que otros instrumentos cuando la contaminación es uniforme y los costos de mitigación son heterogéneos; esto es, cuando la contaminación y los daños son los mismos para todos los afectados pero la facilidad con la cual las empresas pueden reducir las emisiones sí difiere. Cuando las diferencias en los costos de mitigación (o en la eficiencia en el manejo del recurso) son grandes, las compañías que poseen una ventaja comparativa (es decir, pueden mitigar a un costo menor) deberían responsabilizarse por la mayor parte de la reparación, y el mercado es el mejor instrumento para asignar las tareas apropiadas. Esta idea es obvia para la mayoría de los economistas. Sin embargo,

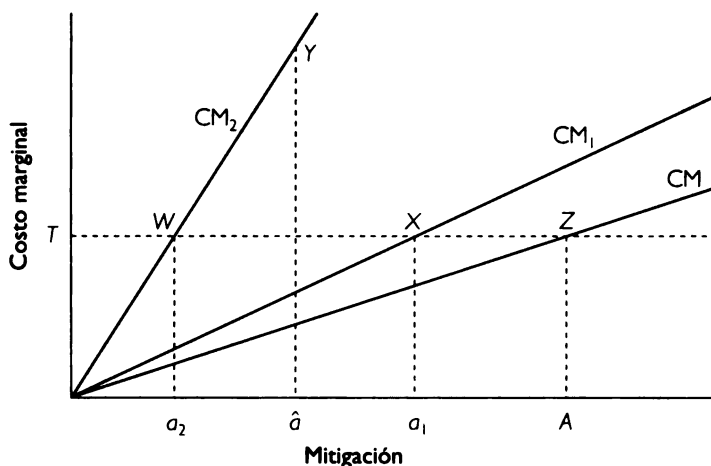
debido a que es un componente esencial de la política ambiental y de recursos naturales, el tema merece que lo discutamos más ampliamente aquí.

La Figura 6-1 (Capítulo 6) es un diagrama clásico en la economía ambiental, pero su simplicidad es engañosa. Ilustra dos curvas: el costo marginal de mitigación y el daño ambiental marginal. Estas funciones de costo se dibujan como curvas o líneas en pendiente en lugar de niveles de costo fijo (líneas horizontales), porque la variación de los costos con las emisiones es importante. El enfoque marginal es una contribución importante de la economía que también es relevante para la comprensión del diseño de políticas. No existe “el costo” de mitigación o de daño ambiental; ambos valores dependen del nivel de emisiones o de reducción de las mismas, respectivamente. Así, el precio (implícito) de la contaminación y de su prevención varía —a menudo de manera considerable— con la intensidad de la contaminación. Normalmente, el daño marginal por contaminación aumenta con las emisiones (una pendiente hacia arriba). Sin embargo, tras alcanzar un cierto nivel de daño, la curva puede dejar de ascender o caer hasta cero. Esto significa que se ha alcanzado un punto en el cual las emisiones adicionales causan poco daño adicional (p. ej., un río puede dejar de serlo en el sentido tradicional y convertirse en una cloaca). Igualmente, a mayor mitigación su costo marginal suele aumentar a mayor mitigación, lo cual equivale a decrecer a medida que aumentan las emisiones (una pendiente hacia abajo). En casos individuales, las indivisibilidades, los retornos a escala variables y el desarrollo tecnológico pueden modificar estas curvas típicas.

El punto en el cual estas curvas se intersectan es el óptimo. A mayores emisiones, el daño marginal es mayor que los costos marginales de mitigación, de modo que se prefiere un ambiente más limpio. A la izquierda del óptimo encontramos la situación opuesta: los costos marginales de mitigación son mayores, y por lo tanto el costo de seguir limpiando el ambiente es más alto que el valor de los beneficios. A los ambientalistas les podrá costar aceptarlo, pero los recursos requeridos para reducir las emisiones se podrían utilizar más eficientemente en otras áreas de la economía, incluyendo el gasto en otros aspectos ambientales.

Si los daños ambientales son externos (p. ej., porque los derechos de propiedad no están bien definidos o aplicados), el mercado no alcanzará este nivel por sí solo, y el diseño de políticas podría desempeñar un papel (“podría”, porque una política de este tipo solo tiene sentido si no introduce distorsiones o costos nuevos peores que la externalidad que está destinada a corregir). Así, en muchas condiciones sobresimplificadas, no habría diferencia entre implementar un cargo ( $T^*$ ) o una restricción cuantitativa ( $e^*$ ) sobre las emisiones. Sin embargo, determinar el nivel óptimo de mitigación no resulta tan simple si consideramos que esta debe ser distribuida entre varias empresas. Una de las razones principales por las cuales la curva del costo marginal de mitigación tiene una pendiente ascendente podría residir no en que cada empresa encuentra que cada mitigación es más cara que la anterior (aunque este puede ser el caso), sino en que distintas empresas tienen distintos costos de mitigación.

El primer paso para modelar este escenario es introducir la heterogeneidad a la ecuación de mitigación. Para lograrlo de manera simple, consideremos dos empresas con funciones de mitigación de la forma  $CM_i = h_i a_i$ , donde  $CM$  es el costo marginal,  $h$  es la heterogeneidad, y  $a$  es la mitigación definida con alguna medida física apropiada. Para



**Figura 12-1. Eficiencia estática con heterogeneidad en la mitigación para las Empresas 1 y 2**

Notas:  $CM_1$  y  $CM_2$  = costos marginales para las Empresas 1 y 2, respectivamente;  $CM$  = costo marginal agregado;  $T$  = nivel de los impuestos;  $a_1$  y  $a_2$  = niveles de mitigación que ecualizan los costos marginales para las Empresas 1 y 2, respectivamente;  $\hat{d}$  = misma mitigación para ambas empresas;  $A$  = mitigación agregada ( $a_1 + a_2$ , o  $2 \times \hat{d}$ ).

mayor claridad, normalicemos  $h_1$  a 1 y establezcamos  $h_2=h$  como la variable de heterogeneidad clave para indicar cuánto más cara es la mitigación en la Empresa 1 que en la Empresa 2, asumiendo así que  $CM_1=a_1$  y  $CM_2=ha_2$ . La mitigación agregada (óptima) se deriva de estas curvas de mitigación individuales, señaladas como “ $CM$ ” en la Figura 12-1. Suponemos que las emisiones están mezcladas de manera uniforme, lo que significa que la suma de ellas causa el daño ambiental; de otro modo, las emisiones no se podrían intercambiar entre sus fuentes (el caso de los daños heterogéneos se discute más abajo). La intersección de las curvas para el costo marginal de los daños por contaminación ( $CM$ ) y los costos de mitigación agregados ( $CM_a$ ) determina los niveles óptimos de emisión y su costo sombra,  $T^*$  (ver Figura 6-1 en el Capítulo 6).

En la Figura 12-1 aparece la asignación de la mitigación entre dos empresas. O se obliga a mitigar hasta un nivel meta ( $\hat{d}$ ) para cada planta (aquí se supone que los niveles de mitigación son equivalentes, lo cual puede ser una aproximación razonable a la regulación si las empresas son del mismo tamaño<sup>1</sup>), o se utiliza un instrumento de mercado, como por ejemplo una carga ( $T$ ), arrojando una mitigación de  $a_1$  y  $a_2$ , respectivamente. Esta solución es la más costo-eficiente, y se puede alcanzar el mismo resultado permitiendo que las empresas comercien con sus derechos a reducir las de emisiones. En este escenario de transacción, la Empresa 1 (con costos menores de mitigación) emprenderá voluntariamente una mayor mitigación para crear y vender créditos o derechos excedentes de emisiones a la Empresa 2, que a su vez encuentra más barato comprarlos que incurrir en los costos de mitigación.

Los costos totales de mitigación de las compañías corresponden a las áreas bajo las curvas de  $CM$  en la Figura 12-1. Cuando las reducciones en la mitigación son iguales, los

Cuadro 12-1. *Heterogeneidad de costos y ahorro con base en eficiencia*

Heterogeneidad	Costos		
	Reducción equivalente	Reducción eficiente	Ahorro por IM (%)
1	2	2	0
1,5	2,5	2,4	4
2	3	2,67	~11
3	4	3	25
4	5	3,2	36
9	10	3,6	64
99	100	3,96	~96

*Notas:* IM=instrumentos de mercado. Los valores de los costos son índices de costo, que deben multiplicarse por  $\hat{d}^2/2$  para obtener los costos reales. Supongamos una reducción meta de la mitigación de  $2\hat{d}$ . Un plan de reducción equivalente donde  $a_1=a_2=\hat{d}$  tendría un costo de  $\hat{d}^2/2$  para la Empresa 1 y de  $h\hat{d}^2/2$  para la Empresa 2, arrojando un total de  $(\hat{d}^2/2)(1+h)$ , donde  $h$  es la heterogeneidad. La eculización del CM implicaría que  $CM_1=CM_2$ , y por lo tanto  $a_1=ha_2$ . Como  $a_1+a_2=2\hat{d}$ , la reducción de emisiones sería  $a_1=2h\hat{d}/(1+h)$  para la Empresa 1, y  $a_2=2\hat{d}/(1+h)$  para la Empresa 2. Los costos para ambas empresas serían de  $2h^2\hat{d}^2/(1+h)^2$  y  $2h\hat{d}^2/(1+h)^2$ , respectivamente. El costo total con costos marginales equivalentes puede escribirse como  $(\hat{d}^2/2)(4h)/(1+h)$ . La comparación de los costos totales indica que una reducción equivalente de emisiones es más cara que el costo menor (es decir, CM equivalente) por un factor de  $(h+1)^2/4h$ , lo cual arroja los ahorros para los diferentes valores de  $h$  listados en el cuadro (ver Recuadro 15-1 en el Capítulo 15 para más detalles).

costos son la suma de dos triángulos con base  $O\hat{d}$ , de los cuales uno ( $O\hat{d}Y$ , los costos de la compañía que encuentra más difícil la mitigación) será más grande. En un escenario de asignación basada en el mercado, la compañía con menores costos de mitigación es responsable de la mayor parte de la misma, de modo que los costos agregados son considerablemente menores ( $Oa_1X+Oa_2W$ ). Si existen grandes diferencias entre las funciones de costos de mitigación de ambas empresas, entonces la eculización de los CM de la mitigación puede reducir significativamente los costos agregados.

#### *Ahorro derivado de los instrumentos de mercado*

Aunque el ahorro exacto depende de varios factores, incluyendo el número de empresas y la forma de las funciones de mitigación, el principio general se puede ilustrar mediante un ejemplo simple. Para la función presentada anteriormente, donde el costo marginal de la mitigación aumenta linealmente con la reducción de las emisiones, supongamos que el regulador ha escogido una meta fija para las reducciones de las emisiones. El ahorro potencial en los costos, derivado de los instrumentos de mercado (IM), comparado con una reducción equivalente, se presenta en el Cuadro 12-1.

Así, si  $h=1$  y los costos de mitigación de las empresas son idénticos, entonces los costos son los mismos para ambas políticas y la equivalencia del costo marginal no generará ahorro. Con pequeñas diferencias en los costos de mitigación, el ahorro es mínimo. Incluso con una diferencia de 50% en los costos de mitigación de las empresas ( $h=1,5$ ), el ahorro potencial derivado de los IM sería de solo un 4% en comparación con una



regulación que requiera una mitigación equivalente. Sin embargo, cuando las diferencias en los costos de mitigación son sustanciales (p. ej., uno o dos órdenes de magnitud), el ahorro puede ser significativo. Aunque estos resultados dependen de una serie especial de suposiciones (es decir, dos empresas con un costo de mitigación marginal lineal y una meta fija de mitigación), ilustran cuán estrecha es la relación entre el ahorro derivado de la eficiencia estática de los IM y la heterogeneidad que subyace las funciones de costo de mitigación.

Como la propiedad conocida como “eficiencia estática” de los IM es uno de los argumentos más poderosos en su favor, es importante considerar cuándo y por qué pueden diferir los costos de mitigación. Algunas razones fundamentales se relacionan con el momento de las inversiones en mitigación. El precio de la tecnología de mitigación puede disminuir con el tiempo o la experiencia. Si la tecnología es desarrollada por una o más empresas en la industria, se podrían complicar los incentivos para compartirla con la competencia, dependiendo del instrumento de política utilizado (Höglund 2000). El costo de la mitigación puede depender del uso de la capacidad de la industria del equipo de mitigación; el costo puede ser artificialmente (y temporalmente) elevado si muchas empresas están haciendo inversiones similares.

Si las inversiones en mitigación complementan otras inversiones o si la tecnología de mitigación forma parte de otras inversiones, se puede coordinar la inversión en mitigación para que coincida con otras inversiones planificadas por la empresa, reduciendo así los costos de mitigación. El costo de cumplir con la regulación ambiental en conexión con una inversión nueva o una reinversión cuantiosa suele ser una fracción del costo de actualizar una planta en cualquier otro momento (y es probable que se requiera cerrarla y detener la producción; ver Recuadro 12-1). Una diferencia similar se encuentra en los costos de reducir las emisiones del transporte. Reducir las emisiones en el momento de comprar (o diseñar) un automóvil nuevo es relativamente barato, al igual que retirar los vehículos viejos y contaminadores. Sin embargo, reducir la contaminación emitida por el vehículo promedio de cinco años de antigüedad es una tarea costosa (ver la Parte IV).

Una cuestión relacionada con la coordinación es que los costos de invertir en mitigación dependen en gran medida de que haya capacidad de sobra en los recursos de gerencia, ingeniería y producción de la empresa. Buena parte del costo es el costo de oportunidad (es decir, pérdida de trabajo productivo); si la gerencia o los técnicos de la empresa están totalmente ocupados en actividades productivas, el tiempo que dediquen a cumplir con una nueva regulación podría tener un costo de oportunidad considerable. Estos costos se podrían haber evitado si la empresa hubiese tenido la oportunidad de escoger el momento del cumplimiento. Por otro lado, no se puede permitir que los contaminadores elijan cuándo cumplen con la regulación, porque tendrían un incentivo demasiado fuerte para posponer la acción.

La heterogeneidad del costo puede resultar de varias plantas en una misma industria, o de la emisión de los mismos contaminantes (gases de invernadero, plomo, clorofluorocarbonos —CFC— y solventes) por varios sectores diferentes. Las diferencias inherentes en escala, tipo de tecnología y otros factores aumentan las probabilidades de que difieran los costos de mitigación. Por ejemplo, es más fácil disminuir poco a poco el uso de CFC como gases propulsores en las latas de aerosoles que en algunas áreas de la refrigeración

### Recuadro 12-1. Costo y coordinación de las inversiones en mitigación

Los sistemas de recuperación de vapor de las estaciones de gasolina ilustran bien la relación entre costo y coordinación temporal. El costo del equipo para recuperar vapores de gasolina es casi insignificante, y la gasolina ahorrada (como vapor condensado) ofrece un ahorro en el largo plazo para su propietario. El costo neto de instalación de dicho sistema en una estación de gasolina nueva o en renovación también es relativamente insignificante (cerca de 0,01 centavos/litro; Katz y Sterner 1990). Sin embargo, el costo de cerrar una estación por una semana y arrancar la capa de asfalto sí es considerable —en especial para una estación pequeña— y podría ser cien veces mayor, de cerca de 1 centavo/litro. En consecuencia, modernizar una estación para cumplir con una regulación en el corto plazo podría resultar prohibitivo.

y limpieza. En estos casos, los IM pueden ser más eficientes, aunque una flexibilidad sensata en el uso de las regulaciones —como prohibir los CFC o el plomo en un área de su aplicación mucho antes que en otra— puede capturar una gran proporción de los beneficios, también. La velocidad del desarrollo tecnológico y, por lo tanto, de la reducción en los costos en distintas áreas también puede verse afectada por la elección de instrumento.

La evidencia empírica muestra que los costos de mitigación son heterogéneos en muchos casos, lo cual sugiere que los IM son apropiados. Por ejemplo, las variaciones en los costos reales de mitigación en los Estados Unidos para varias clases de contaminantes aéreos varían por un factor de al menos 5-10 (Hartman et ál. 1994).

### Costos heterogéneos por daños

La contraparte de la heterogeneidad en los costos de mitigación es la heterogeneidad en los costos por daños. En el modelo de los costos heterogéneos de mitigación, se supone que los contaminantes están mezclados de manera uniforme. Cuando los costos por daños son heterogéneos, el daño causado por un contaminante determinado varía dependiendo del momento, ubicación, y otras circunstancias de su emisión. En aras de la sencillez, en esta sección asumimos que los costos de mitigación son homogéneos. Los costos generados por los daños podrían ser heterogéneos por dos razones: las características esenciales del contaminante o la emisión son diferentes, o variaciones decisivas en las características del ecosistema determinan el nivel de daño causado por determinada perturbación.

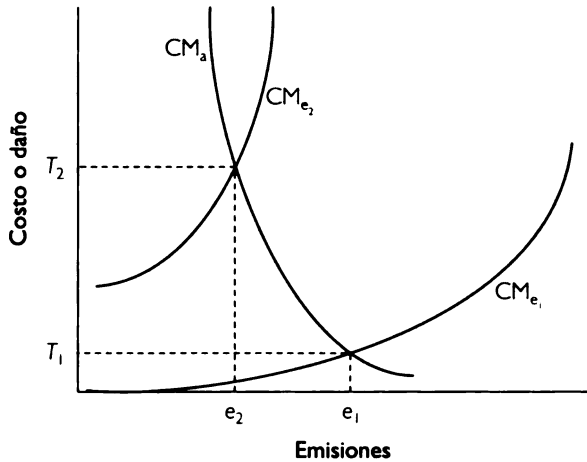
Si la contaminación es puramente local y cada contaminante es único, entonces el argumento de que una empresa mitiga mejor que otra ya no es relevante. Si la minería de oro genera emisiones de mercurio que afectan un río y la eliminación de bagazo de la producción de caña de azúcar afecta otro río de manera totalmente distinta, entonces carece de sentido discutir sobre la facilidad de mitigación o la transacción de permisos entre ambos casos. Reducir un tipo de contaminación en una localidad no tendrá efecto alguno sobre el bienestar de los individuos en otra.

Para los costos de salud, el número de personas afectadas aumentará los costos de emisión externos estimados. Esta suposición aplica para cualquier contaminación industrial o por transporte cuyos costos de daños se relacionan con la densidad poblacional (ver la Parte IV). Esta heterogeneidad difiere de la heterogeneidad de los costos de mitigación porque la carga óptima misma varía con el costo de las emisiones (Figura 12-2). El nivel óptimo varía porque no hay un solo mercado para la contaminación o la mitigación sino varios, separados geográficamente. Un ejemplo conocido es la disponibilidad y precio del estacionamiento, que presenta una variabilidad espacial considerable. Un ejemplo importante desde el punto de vista ambiental son las ganancias estimadas de las cargas ambientales espacialmente diferenciadas por manejar el estuario del Río Delaware (Kneese y Bower 1968). Los impuestos similares pueden ser relevantes para el caso de los contaminantes globales (mezclados) cuyo único efecto es el calentamiento global (p. ej., dióxido de carbono); sin embargo, la mayoría de los demás contaminantes ejercen, en distintos grados, tanto efectos locales como regionales, y lo ideal sería que sus impuestos fueran diferenciados.

Aunque los impuestos diferenciados pueden ser factibles en algunos casos, son difíciles de implementar en otros. También las regulaciones deberían ser diferenciadas en lugar de homogéneas. Sin embargo, una regulación diferenciada (o zonificación) suele ser mucho más aceptada que los impuestos diferenciados, que permiten diferencias no solo en el grado de mitigación demandada (y por lo tanto en los costos de mitigación), sino también pagos en impuestos por contaminación sin mitigar. Estos impuestos pueden ser mucho más importantes que la diferencia en costos de mitigación, como se ilustra en la Figura 12-2 (ver también el Capítulo 15 sobre las políticas de las distribuciones de costos).

El concepto de “impuestos equivalentes” está bien afianzado en nuestra cultura; a menudo se protege en la ley como principio y, en algunos países, en la constitución. Inevitablemente, de enfrentarse con un impuesto diferente los contaminadores urbanos se quejarían de que sus contrapartes rurales tienen una ventaja injusta si los pobladores urbanos tienen que pagar más “solamente” por vivir en una región densamente poblada (el argumento contrario es que este enfoque es similar a otros precios de mercado: la tierra es, por ejemplo, más cara en las ciudades, sin que esto se considere injusto). De manera similar, las cuotas que pagan los conductores que ingresan a una zona urbana serán consideradas como un “tiquete de entrada” injusto por los conductores que provienen de las zonas rurales.

Cobrarle impuestos a un contaminador por ciertas emisiones y establecer cuotas que reflejen diferencias en ubicación, tiempo y otras variables requiere de un monitoreo sofisticado. En muchos casos, las emisiones reales no se pueden gravar o monitorear; en su lugar, se grava un insumo o producto que se supone cercano o causante de la contaminación (p. ej., la gasolina con plomo), lo cual dificulta la diferenciación del impuesto con relación al momento o geografía de las emisiones (ver Capítulo 8). Tal es el caso si los costos de transporte de los bienes gravados son bajos y no es posible monitorear el uso de emisiones. Por ejemplo, diferenciar el precio de la gasolina para reflejar los efectos externos dentro y fuera de la ciudad es difícil, porque los consumidores son móviles. Sin embargo, los precios del agua se diferencian cada vez más. A medida que los medidores



**Figura 12-2. Eficiencia con heterogeneidad de las funciones de daño**

*Notas:*  $T$  = nivel de los impuestos (para las Empresas 1 y 2);  $CM_d$  = daño marginal causado por emisiones (de las Empresas 1 y 2);  $CM_m$  = costo marginal de la mitigación.

más sofisticados se tornan más baratos, los decisores están aprendiendo que este enfoque puede ser una forma de internalizar los costos de la contaminación y el tratamiento de aguas negras asociados con el consumo de agua (ver Capítulo 26).

¿Cuándo podemos esperar daños heterogéneos? Un ejemplo ya fue mencionado: los efectos de la contaminación aérea local sobre la salud. Instrumentos como la zonificación se pueden aplicar a varios problemas de contaminación (emisiones, ruido) locales que dependen del número de personas afectadas. La división en zonas puede reducir significativamente muchas externalidades, a un costo administrativo mucho menor que los impuestos diferenciados regionalmente o el comercio de permisos ambientales. La zonificación (o, más generalmente, la separación geográfica) de actividades económicas que pueden ejercer efectos externos entre ellas o sobre terceras partes puede sustituir o complementar otras políticas para reducir los efectos externos. Por ejemplo, si las emisiones provenientes de una fábrica de papel dañan las pesquerías, la agricultura o alguna otra industria (y quizás viceversa), conceptualmente hay tres tipos de políticas que mejorarían la situación: reubicar la empresa que causa las emisiones, reubicar las actividades que sufren por las emisiones, o mitigar. En estas situaciones, un análisis parcial es insuficiente para determinar la combinación óptima de políticas, y podría ser necesario un análisis completo de todas las políticas posibles.

Los costos de los daños también suelen variar por otros factores, como la hora del día y el clima. La hora tiene una importancia evidente para la valoración del ruido y puede afectar el costo de la contaminación aérea, porque el número de personas afectadas cambia a lo largo del día. Por lo general la curva del daño no es lineal, de modo que el costo marginal de una unidad adicional de contaminación es mayor en áreas muy contaminadas (o quizás menor: por encima de cierto umbral la contaminación puede tener poco efecto adicional).

La no linealidad, junto con la resistencia del ecosistema afectado, forma la base del concepto de *cargas críticas* de contaminación. Mientras que algunas áreas pueden tolerar más lluvia ácida o escorrentía (p. ej., de plaguicidas o metales) sin incurrir en un daño mayor, el daño puede ser considerable en otras. Por ejemplo, la capacidad de amortiguamiento de las capas de roca subyacente varía tanto que el daño por lluvia ácida en gran parte de Escandinavia es varias veces mayor que en lugares como Inglaterra, donde el cimiento contiene principalmente arcilla y creta. De modo similar, algunos patrones climáticos (p. ej., la inversión térmica) hacen que los contaminantes se acumulen, por lo que la contaminación adicional puede tener un impacto mayor en esos días. Otra razón para la diferenciación temporal es el ritmo diario del mercado laboral y el transporte urbano, que generan congestión, y la acumulación rápida de contaminantes justo cuando la concentración de personas afectadas está en su pico. Como resultado, el daño ambiental de conducir un vehículo en un área urbana suele variar considerablemente, dependiendo de la hora del día; por lo tanto, las restricciones y las cuotas por congestión deben ser diseñadas para que reflejen esta variación (ver Parte IV).

Otra justificación para las políticas diferenciadas es la plétora de contaminantes. Innumerables químicos tienen distintas propiedades, dependiendo del ecosistema hacia el cual son emitidos. Sin embargo, para aprovechar alguna de las ganancias de la especialización o el comercio mencionadas en la sección anterior, se debe permitir la transacción de permisos. Si los contaminantes están perfectamente mezclados, la transacción es la solución natural. Si cada instancia de contaminación es totalmente separada, entonces el intercambio carece de sentido. El caso intermedio —es decir, cuando hay alguna mezcla de contaminantes o cuando cada emisión tiene efectos tanto locales como regionales— es el más común. El ámbito más complejo de esquemas de transacción ambiental, o impuestos diferenciados, se discute en los Capítulos 6 y 7.

Las curvas de daño pueden ser bastante empinadas y cambiar con frecuencia, incluso de manera estocástica, con una variable exógena como la hora del día, el clima, u otros factores sociales o económicos. Ejemplos de este daño incluyen las emisiones atmosféricas, por ejemplo de vehículos. El nivel de daño puede depender de la densidad poblacional y el clima. Así, el efecto de un determinado nivel de actividad pesquera puede depender de las reservas de peces. Las reservas de peces varían estocásticamente —en algunos casos caóticamente— y, por lo tanto, un nivel de pesca aceptable cuando las reservas son altas puede conducir a un rápido agotamiento cuando son bajas.

Los ejemplos anteriores ilustran situaciones donde el nivel adecuado de actividad debería cambiar frecuentemente. El instrumento seleccionado debe ser flexible. Las autoridades con el conocimiento relevante también deben tener el poder de afinar a menudo la política de uso del instrumento. Este planteo va en contra del tipo tradicional de licencia, pero existen muchos precedentes para construir reglas que varían según características predeterminadas: permitir el ruido solo a determinadas horas del día, diferenciar los límites de velocidad según la ruta, y adaptar los niveles de emisión según el químico específico. En la industria pesquera, una solución común consiste en denominar los derechos negociables de pesca no en toneladas sino en porcentajes de una pesca total permitida, que puede ser alterada por las autoridades sin afectar las posiciones competitivas relativas de los participantes (ver Capítulo 28).

Los instrumentos de precio también pueden ser variados. Como los impuestos deben atravesar un procedimiento legal y político bastante complejo, se consideran menos apropiados cuando se requieren cambios rápidos y frecuentes. Las cuotas o cargas no tienen que atravesar ese tipo de procedimientos y son mucho más flexibles; sin embargo, en muchos países el derecho de las autoridades a cambiar las tarifas y cargas a voluntad está severamente restringido.

El tratamiento de la heterogeneidad en los costos de los daños es particularmente interesante en China, donde se supone que las cargas por contaminación son idénticas en todo el país (en aras de la equidad). De hecho, la implementación es desigual, de modo que la cuota real es mucho más alta en algunas partes del país que en otras. Las áreas más prósperas y densamente pobladas tienden a pagar más que otras, lo cual bien puede corresponder a una diferenciación de facto de las cuotas, que refleja los costos reales de los daños (Wang y Wheeler 1996) (ver Capítulo 25).

Cuando tanto los costos de mitigación como los de los daños son heterogéneos, los formuladores de políticas deben basar su elección en la fortaleza relativa de las dos fuentes de heterogeneidad, así como en el grado en el cual cada una es observable (ver Capítulo 13). A veces, ambos aspectos se pueden observar al mismo tiempo; por ejemplo, si los precios de los insumos se pueden diferenciar localmente o si el sistema de negociación de permisos puede suplementarse con restricciones locales en las áreas donde la contaminación es peor. Si los costos de los daños son mayores en las ciudades, entonces las regulaciones deben ser estrictas en ellas, y no se debe permitir la negociación de permisos entre fuentes externas a la ciudad y esta, a menos que se utilice una “tasa de cambio” especial. Si los costos de mitigación varían entre las plantas en la ciudad, se pueden lograr un ahorro considerable intercambiando permisos entre ellas. Si los insumos contaminantes tienen un costo elevado de transporte, estos también pueden tener un precio más alto en la ciudad (Cuadro 12-2).

## La eficiencia en el sentido intertemporal

La economía de recursos naturales se centra en el manejo de reservas o *stocks*. Para los contaminantes que se acumulan, el daño está ocasionado más por su reserva que por su flujo. Ejemplos de esta contaminación van desde la acumulación de metales tóxicos o químicos orgánicos persistentes (DDT, PCB) en la cadena alimenticia hasta la emisión de gases invernadero (como el dióxido de carbono) que causan el cambio climático.

La mayoría de los contaminantes no pueden ser calificados como “puramente acumulativos” o “puramente de flujo”; poseen elementos de ambos tipos de efecto. El ruido constituye un buen ejemplo. Técnicamente, es un contaminante puramente de flujo, porque el ruido es momentáneo y no se acumula. Sin embargo, los efectos médicos, como la pérdida de audición y el estrés, se relacionan con la exposición acumulada; de este modo, los problemas causados por la contaminación auditiva pueden tener características de *stock*. Además, un problema puede tener varias causas (p. ej., el cambio climático global es causado por varios gases que persisten en la atmósfera por diferentes

**Cuadro 12-2. Selección de políticas con heterogeneidad en los costos de mitigación y de los daños**

	<i>Costos homogéneos de daños</i>	<i>Costos heterogéneos de daños</i>
Costos homogéneos de mitigación	(Cualquier política)	Permisos individuales, delimitación por zonas y otras restricciones
Costos heterogéneos de mitigación	Cargas, impuestos, o permisos negociables	Precios diferenciados de insumos, comercio local de permisos en puntos críticos

períodos de tiempo). En gran medida, el dióxido de carbono tiene características de *stock*: un aumento en el dióxido de carbono conduce a una mayor asimilación; así, el aumento en el largo plazo no es igual al aumento en el corto plazo, pero la degradación toma mucho tiempo. Para el vapor de agua, el ozono, o los óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ), los procesos de asimilación son mucho más rápidos y por lo tanto tienen más carácter de “flujo”. Los contaminantes puramente acumulativos utilizan un recurso finito (p. ej., la capacidad de asimilación) y por lo tanto se pueden analizar de manera análoga al uso óptimo de recursos naturales. Los reguladores podrían imponer o crear algún tipo de renta por escasez para compensar por el hecho de que ningún propietario o mecanismo de mercado lo hace de manera automática (ver Capítulo 4).

Es posible capturar una renta por escasez incrementando gradualmente las cargas o implementando restricciones físicas que con el tiempo se tornan cada vez más vinculantes. Ambas opciones podrían funcionar, pero acarrear distintas consecuencias. Una tercera opción consiste en crear derechos de propiedad, como se ha hecho en varias pesquerías (ver Capítulo 28). Algunos contaminantes acumulativos (como el DDT, que se acumula en la cadena alimenticia) están totalmente prohibidos en algunos países, porque sus peligros son numerosos y existen sustitutos.

Los IM deben utilizarse para contaminantes cuyos costos de mitigación varían significativamente (p. ej., el carbono atmosférico). Distinguir entre las externalidades de *stock* y de flujo puede aclarar un tanto la elección entre instrumentos de precio y regulación para el calentamiento global (Pizer 1999). El punto de partida general del análisis es que como el cambio climático tiene carácter de *stock*, la curva de beneficios por reducción de las emisiones es bastante plana, lo cual favorece los instrumentos de precio<sup>2</sup>. Además, el método de control de emisiones dependerá de las pendientes relativas que tienden a favorecer aún más los controles de precios. Sin embargo, este resultado puede verse modificado y contrarrestado por varios factores, incluyendo tasas de descuento bajas, tasas bajas de descomposición, y correlación positiva de cambios fuertes en los costos en el tiempo.

En algunos casos, factores como la simplicidad administrativa, los criterios científicos o acuerdos internacionales conducen a la adopción explícita de metas cuantitativas. La existencia misma de dichas metas cuantitativas puede ser un argumento a favor de la regulación o los permisos negociables en lugar de los impuestos, por ejemplo, en el caso de gases de invernadero donde la negociación internacional se concentra en metas de reducción porcentual para cada país. Estas metas sugieren una ventaja de los permisos negociables sobre los impuestos en el ámbito de la formulación de políticas nacionales,

también. Sin embargo, la experiencia con tasas por congestión en Singapur indica que a veces se pueden escoger los cambios iterativos en los impuestos, incluso si se persigue una meta cuantitativa (ver Capítulo 20).

Para escoger una política en el caso de ecosistemas con características más complejas (como las discutidas en el Capítulo 4), se deben considerar no solo los aspectos acumulativos y la optimización intertemporal sino también los riesgos e incertidumbres asociados con las irreversibilidades y los efectos no lineales en interacción.

## Progreso tecnológico, crecimiento e inflación

Los cambios en la población, el nivel de ingresos y la tecnología disponible, junto a variables económicas como los precios, pueden requerir un ajuste o rediseño de las políticas ambientales o de recursos naturales. La facilidad de esta tarea depende del tipo de instrumento utilizado.

Las posibilidades de sustitución pueden cambiar como resultado del progreso tecnológico. Por ejemplo, hace 10 años era más fácil reemplazar el cadmio en los pigmentos de las pinturas que en las baterías recargables. Hoy en día, podemos reemplazar el cadmio de manera fácil y barata en las baterías, también. Eliminar el cadmio de algunos fertilizantes a base de fosfato sigue siendo un proceso caro, situación que también podría cambiar en un futuro.

El progreso tecnológico es una fuerza poderosa. Quienes han trabajado con o simplemente observado la protección ambiental durante algún tiempo, han conocido muchas instancias en las cuales los contaminadores comienzan por argumentar que no pueden reducir las emisiones para poco después anunciar que han encontrado la manera de reducirlas drásticamente<sup>3</sup>. En el nivel micro, los contaminantes de los vehículos se suelen reducir en un orden de magnitud por década, como resultado de los avances tecnológicos. En el nivel macro, las intensidades de la contaminación están decreciendo considerablemente en la mayoría de los países de la OCDE, para la mayoría de los contaminantes.

El Cuadro 12-3 presenta algunos valores para la reducción de la contaminación en Suecia. Para varios de los contaminantes que han experimentado una rápida reducción en sus emisiones (p. ej., mercurio y cadmio), los principales instrumentos en proveer un incentivo para el desarrollo y la aplicación de progreso tecnológico han sido la información y la regulación. Los impuestos ambientales también han desempeñado un papel, a veces importante (p. ej., los impuestos sobre las baterías que contienen mercurio, plomo o cadmio; los pagos reembolsables por emisiones de  $\text{NO}_x$  y varios impuestos sobre la energía, el carbono y el azufre [Löfgren y Hammar 2000]; impuestos sobre el plomo en la gasolina y sobre el nitrógeno y el fósforo en los fertilizantes). Determinar la contribución relativa real requiere analizar detalladamente cada caso. Puesto que el potencial para la tecnología limpia es evidente (ver Cuadro 12-3), deben ofrecerse incentivos para su adopción (Kneese y Schultze 1995).

Como se aprecia en la Figura 12-3, la regulación que impone un límite a las emisiones ( $e_i$ ) tendrá el mismo efecto que la carga  $T_i$  sobre el mismo costo marginal (en el



**Cuadro 12-3. Reducción de las emisiones de ciertos contaminantes en Suecia, 1970-1995**

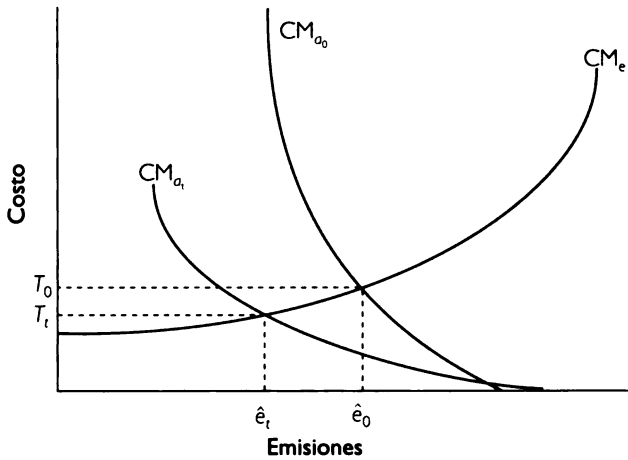
<i>Sustancia</i>	<i>Reducción (%)</i>
CO <sub>2</sub>	52
NO <sub>x</sub>	-28 <sup>a</sup>
Mercurio (al aire)	94
Mercurio (al agua)	99
Cadmio (al aire)	97
Cadmio (al agua)	83
Plomo (al aire)	88
Plomo (al agua)	97
Demanda biológica de oxígeno	73
SO <sub>x</sub>	89
Compuestos orgánicos volátiles	17
Fósforo (agua)	78

Fuente: SOU 1997.

Notas: SO<sub>x</sub> = óxidos de sulfuro; <sup>a</sup> las emisiones de NO<sub>x</sub> aumentaron en un 28%.

corto plazo) de la curva de mitigación. La diferencia radica en los incentivos para buscar nuevas tecnologías que puedan disminuir la curva del costo de mitigación. La regulación tiende a mantener la empresa en la misma posición, y después de que esta ha dominado la tecnología de mitigación para cumplir con el estándar requerido, este tiende a convertirse en no vinculante y deja de tener efecto (a menos que se implementen otros cambios, como la expansión de la producción con una meta fija de emisiones). Si se utiliza una carga, la empresa recibe un recordatorio permanente (a través del impuesto ambiental) del ahorro que lograría si adoptara estrategias innovadoras de mitigación. Tornar negociables los permisos de contaminación ( $e_i$ ) tiene un efecto similar, siempre y cuando los costos de transacción sean insignificantes. El comercio de permisos puede resultar en una mitigación menor que la originada por los impuestos en presencia del progreso tecnológico, porque este abarata los permisos y reduce los incentivos más que un impuesto. Por razones similares, los permisos podrían conducir a incentivos más poderosos en la presencia de crecimiento económico o inflación, porque estos factores aumentan el precio del permiso por encima del de un impuesto fijo.

Dada la importancia del progreso tecnológico, tiene sentido estudiar el proceso de la creación de innovaciones tecnológicas, así como su diseminación y adopción. Los tres pasos del progreso tecnológico son la innovación, difusión, y respuesta de los formuladores de políticas (Milliman y Prince 1989). En la primera etapa (innovación), todos los IM son iguales, y los controles directos ofrecen menos incentivos, como en la Figura 12-3. La segunda etapa (difusión) es más complicada, porque se debe analizar los intereses del innovador y de las empresas que pueden copiar la innovación o no. Los permisos subastados son los mejores instrumentos, seguidos por los impuestos (o subsidios) sobre las emisiones. Los permisos gratuitos (p. ej., adjudicados con criterios históricos) proveen un incentivo inicial menor para la difusión de



**Figura 12-3. Instrumentos de política e incentivos para el progreso tecnológico**

Notas:  $CM_a$  = costo marginal de la mitigación en el tiempo  $t$  o  $0$ ;  $CM_d$  = daño marginal causado por emisiones;  $T$  = impuestos óptimos (en el tiempo  $t$  o  $0$ );  $\hat{e}$  = emisiones óptimas (en el tiempo  $t$  o  $0$ ).

tecnología, porque son gratuitos para algunos contaminantes. Aun así, todos los permisos tienen costos de oportunidad. Con los permisos adquiridos (subastados) basados en una meta fija de contaminación, la difusión de la tecnología de mitigación daría lugar a una caída en el precio de los permisos; los precios más bajos son del interés de todas las empresas contaminadoras. Los impuestos sobre la contaminación no bajan automáticamente, pero en la tercera fase del progreso tecnológico (repuesta en políticas), se puede esperar que los formuladores de políticas que dependen de los impuestos reaccionen con la disminución del impuesto, lo que a su vez brindaría incentivos para la innovación y difusión.

Además del progreso tecnológico, muchas otras variables de la economía cambian en el tiempo. Las más obvias son el nivel general del ingreso y el nivel de los precios. Los efectos del crecimiento económico y la inflación difieren según el instrumento de política. La inflación puede verse como un simple cambio en el valor del dinero y, como tal, no requeriría cambios en instrumentos cuantitativos como los permisos (transables o no); sin embargo, todos los instrumentos de precio (en particular los impuestos, pero también los subsidios, las tasas reembolsables, los sistemas de depósito-reembolso, los bonos de responsabilidad y las multas) deben ser ajustados.

La dificultad de llevar a cabo estas actualizaciones también depende del instrumento. Los cambios fiscales tienen que atravesar un cuerpo legislativo, lo cual los torna complicados y con resultados un tanto impredecibles. En este sentido, las cuotas administrativas son más simples. Los impuestos y las cargas se pueden indexar a alguna medida del nivel de precios, pero se podría considerar que este tipo de indexación promueve la inflación y no siempre es popular entre los políticos, porque perciben que reduce su discrecionalidad. Si la inflación baja los subsidios inapropiados sin la necesidad de entablar luchas políticas, podría ser ventajosa. Por otro lado, a menudo la inflación rápida se debe en parte a déficit presupuestarios elevados, donde todos los subsidios son inadecuados porque contribuyen a dichos déficit.

El crecimiento económico (y poblacional) requiere de un cambio más fundamental, porque significa que las curvas del costo marginal de mitigación y de daño se mueven; así, el nivel óptimo de contaminación también cambia. A menos que haya no-linealidades fuertes en la función de daño que provean un valor de umbral claro a manera de objetivo relativamente estable, los permisos y los niveles de impuestos tendrían que cambiar como resultado del crecimiento económico. Este es un proceso usualmente lento; sin embargo, en ciertas circunstancias, las tasas de crecimiento local en regiones particularmente atractivas o dinámicas pueden ser elevadas, lo cual requeriría una respuesta veloz en las políticas.

### Lectura adicional

Baumol y Oates 1988 (Capítulo 8)  
Hoel 1998  
Requate 1998

### Notas

1. La regulación física propiamente puede ser más sutil, y si los reguladores pueden estimar correctamente los costos marginales y ajustar la reducción o los permisos de emisiones como corresponde, la regulación podría acercarse al óptimo (p. ej., Brännlund et ál. 1996). La regulación individual puede ofrecer algunas ventajas, sobre todo cuando los daños son heterogéneos. Los riesgos y dificultades involucrados en este tipo de establecimiento diferencial de estándares son notables, porque ofrecen un buen incentivo para que las empresas distorsionen sus verdaderas funciones del costo de la mitigación (ver Capítulo 13). En la Parte IV presentamos algunos ejemplos del sector del transporte y en el Capítulo 24 ejemplos del sector industrial.

2. Para un mayor análisis de la elección entre instrumentos de precio y regulación, ver el Capítulo 13. Como la tasa de emisiones es la derivada temporal del nivel del *stock*, para que la curva de daño marginal de las emisiones sea empinada el daño tendría que ser una función de aceleración rápida del *stock*. Aunque dicho resultado es posible, no parece estar en línea con las estimaciones actuales de la situación. Sin embargo, para los *stocks* que se encuentran al borde del colapso irreversible, la implicación podría ser una curva de daño marginal empinada.

3. Un ejemplo es el programa de comercio de emisiones de azufre de Estados Unidos, donde en un inicio se esperaba que los permisos se vendieran a 300-700 dólares por tonelada, para terminar en 100 dólares por tonelada. Otro ejemplo es el caso de los combustibles de diésel más baratos en Suecia (Capítulo 24). Comparar los estimados ex post con los ex ante para el control de la contaminación provee más evidencia empírica (Harrington et ál. 2000).

# *El papel de la incertidumbre y la información asimétrica*

**E**N EL CAPÍTULO ANTERIOR, nos concentramos en la eficiencia relativa de los instrumentos de política en distintas condiciones económicas, incluyendo la heterogeneidad de los costos o los daños, el progreso tecnológico y el crecimiento económico. En este capítulo, añadimos la condición de incertidumbre. Si los beneficios marginales del control de la contaminación son relativamente constantes (planos) y los costos marginales de mitigación son inciertos o cambiantes, entonces el impuesto será aproximadamente correcto, pero el número de permisos requerirá un ajuste constante (ver Figura 12-3 en el Capítulo 12). Por el contrario, si los daños son insignificantes por debajo de cierto umbral y luego aumentan rápidamente por encima de este nivel, entonces los permisos cuantitativos podrían constituir un instrumento más apropiado; el impuesto exacto sería difícil de estimar, y seguir ejerciendo presión para más mitigación por debajo del umbral carecería de propósito.

Uno de los primeros y más famosos artículos de la economía ambiental aborda la formalización de esta intuición en el diseño de instrumentos de política en condiciones de incertidumbre e información asimétrica (Weitzman 1974). El artículo se concentra en la elección entre regulación a través de permisos y regulación a través de impuestos. Esta elección depende de las pendientes de las curvas de costos y mitigación. A veces, no se puede utilizar ni impuestos ni permisos, y la falta de información, así como problemas de agencia, pueden convertir el diseño de políticas en un asunto complicado.

Comenzamos por una breve presentación de algunos análisis generales de políticas para la selección adversa y riesgo moral, y luego varios casos donde la disponibilidad o provisión de información para algunos agentes puede facilitar la implementación de políticas. Algunos ejemplos incluyen la provisión de información agregada o ex post, o a pares y terceras partes.

### **Incertidumbre en los costos de mitigación y daños (precio vs. cantidad)**

El artículo seminal de Weitzman, titulado *Prices vs. Quantities* (“precios *versus* cantidades”), involucra la elección entre un instrumento de precio (P), que es el impuesto o carga, y un

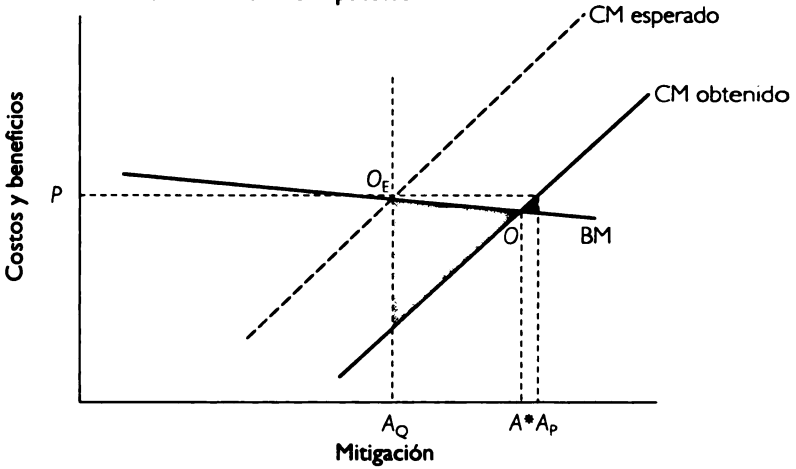
instrumento de cantidad ( $Q$ ), que puede ser considerado como un sistema de permisos negociables (Weitzman 1974). Se supone que el regulador no dispone de la información completa sobre los costos de mitigación. Cuando hay certidumbre, ambos instrumentos se pueden considerar equivalentes: ambos conducen a un resultado óptimo.

Si existe incertidumbre acerca de los beneficios de la limpieza ambiental, la habrá también sobre el nivel meta adecuado para la carga o regulación, pero esta incertidumbre no afecta la comparación entre cargas y permisos. Ambos instrumentos arrojan el mismo resultado (incierto) porque los resultados del modelo están determinados por los costos de mitigación de las empresas. Sin embargo, si estos costos de mitigación son inciertos, entonces el resultado esperado diferirá con los instrumentos<sup>1</sup>. Si el costo marginal de mitigación se sobrestima por error, la regulación será menos estricta de lo óptimo, mientras que si se escogen las cargas, estas serán demasiado elevadas, lo cual conduce de manera implícita a una mitigación demasiado estricta.

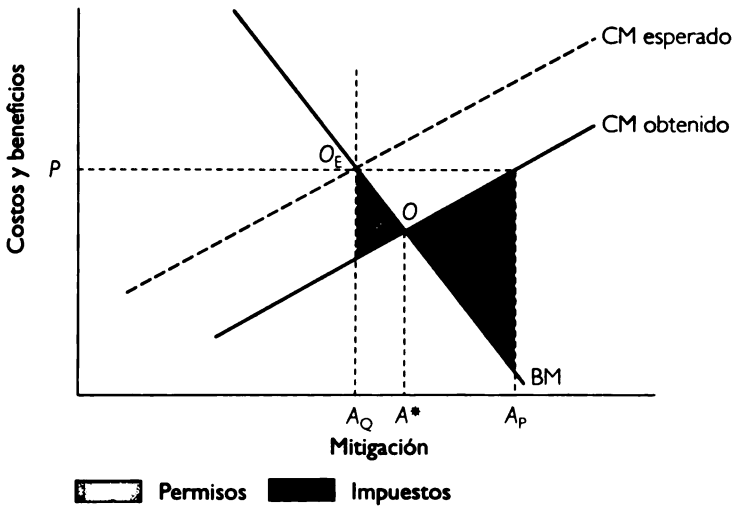
Como se muestra en la Figura 13-1, los instrumentos de precio y cantidad no conducen simplemente a una sobre- o sub-regulación. Con una sobrestimación del costo marginal (línea punteada), el regulador apuntará hacia  $O_E$  en lugar de  $O$ , y el nivel de impuestos ( $P$ ) será demasiado elevado, lo cual conduciría a la sobremitigación ( $A_p$ ). Por otro lado, la regulación será demasiado laxa (en  $A_Q$ ), pero el monto del costo económico del bienestar (medido en pérdidas de bienestar debidas a las distorsiones en las elecciones de consumo ocasionadas por precios distorsionados, por ejemplo) depende de la pendiente relativa de las curvas de costo de mitigación y daño. Si se supone que se cometerán errores y se minimiza la suma de las pérdidas esperadas para consumidor y productor, entonces las pérdidas esperadas serán diferentes con instrumentos  $P$  y  $Q$ , como muestra el tamaño relativo de los triángulos de pérdida de bienestar; la suposición de que las curvas son lineales requiere un análisis algebraico simple (Weitzman 1974). Si los beneficios marginales de la mitigación son planos y los costos marginales de mitigación empinados (Figura 13-1), uno podría predecir con bastante precisión el “precio” de la contaminación, y la pérdida causada por impuestos sería menor. Es difícil saber el nivel exacto de regulación, y el riesgo de costos elevados es considerable con los instrumentos de cantidad. Lo opuesto aplica cuando el beneficio de la mitigación (o el daño por contaminación) es empinado y el costo marginal de mitigación plano: las pérdidas de bienestar causadas por impuesto a la contaminación demasiado elevado serían grandes, mientras que el error causado por escoger un determinado nivel de mitigación es pequeño. Así, se podría utilizar un instrumento de precio si la curva del costo de mitigación es más empinada que la curva de daño, y se utilizaría un instrumento de cantidad cuando la curva del costo de mitigación es más plana que la de daño.

Desde el análisis original de Weitzman (1974), numerosos artículos han explorado aspectos de la cuestión de  $P$  versus  $Q$ . Una sugerencia interesante es introducir instrumentos híbridos para permitir que los contaminadores o usuarios puedan escoger entre permisos y pagar una carga. Por ejemplo, una agencia de protección ambiental puede emitir varios permisos correspondientes a su nivel meta de contaminación, y a la vez permitir la compra de permisos adicionales a un precio determinado (y alto), a manera de “válvula de seguridad” para compañías que de otro modo enfrentarían costos de mitigación demasiado elevados. La combinación de ambas políticas en una sola política híbrida debería disminuir el riesgo de

Los beneficios escasos favorecen los impuestos



Los beneficios elevados favorecen los permisos

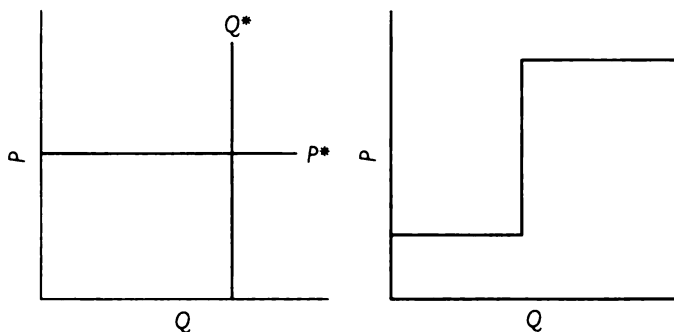


▨ Permisos    ■ Impuestos

Figura 13-1. Pérdida de bienestar por impuestos frente a permisos

Notas:  $P$  = nivel óptimo de impuestos;  $O$  = meta de política óptima;  $O_E$  = meta de política con los costos esperados;  $CM$  = costos marginales;  $BM$  = beneficios marginales;  $A_Q$  = mitigación con la regulación;  $A^*$  = mitigación óptima;  $A_P$  = mitigación con impuesto.

errores grandes. Hay muchas políticas híbridas disponibles, incluyendo multas por incumplimiento muy elevadas. Un híbrido sugerido incluye permisos y pagos adicionales (impuestos y subsidios) para emular mejor una función no lineal (creciente), tal como el daño ambiental ocasionado por el aumento de los niveles de contaminación (Roberts y Spence 1979). Otra sugerencia es que el regulador debería simplemente ajustar el número de permisos mediante operaciones de mercado abierto (Collinge y Oates 1980).



**Figura 13-2. Políticas convencionales (izquierda) e híbridas con forma de escalón (derecha)**

Notas:  $P$  = nivel óptimo de impuestos;  $Q$  = cantidad;  $P^*$  = impuesto óptimo;  $Q^*$  = regulación óptima de la cantidad.

Un mecanismo híbrido podría combinar un número limitado de permisos que son asignados libremente, con un menú de opciones para permisos adicionales (Requate y Unold 2001). Distintos grupos de permisos tendrían precios diferentes, permitiendo que los reguladores reflejen los costos crecientes del daño ambiental. Podemos imaginar estas políticas como funciones con forma de escalón en lugar de las funciones verticales y horizontales que simbolizan los instrumentos de cantidad y precio, respectivamente (Figura 13-2). Este tipo de política puede tener una tarifa baja (o permisos gratuitos o baratos) hasta cierto punto y luego multas y cargas elevadas (o permisos más caros) por encima de ese nivel.

Podría no ser apropiado tratar la incertidumbre como si fuera aleatoria<sup>2</sup>. Aunque existe una medida de incertidumbre verdadera (que se puede modelar al azar), también hay muchas asimetrías estratégicas en el comportamiento y la información. Distintos instrumentos proveen distintos incentivos para que las empresas hagan sus reportes. Una forma simple de ilustrar estas dinámicas es comparar impuestos y estándares como herramientas de regulación en un contexto que incluye varias empresas con costos de mitigación heterogéneos (ver Figura 12-3, Capítulo 12). Bajo los estándares, los contaminadores tienen un incentivo para contarle a su agencia de protección ambiental lo difícil y cara que es la mitigación con el fin de negociar estándares más relajados (como el nivel de emisiones,  $e_i$ ). Sin embargo, como las agencias de protección ambiental tienen relaciones de larga data con las empresas, esta situación genera incentivos perversos. Después de que los contaminadores han hecho su primera ronda de negociaciones y recibido un estándar más permisivo, tienen un incentivo para “probar que estábamos en lo cierto” evitando cualquier investigación que pueda conducir al desarrollo de tecnologías de mitigación. Este escenario puede crear una cultura de negociación en lugar de una de investigación y colaboración.

Bajo un régimen de impuestos o cargas, el incentivo para que los contaminadores exageren los costos de mitigación se debilita, porque lógicamente llevaría a la agencia de protección ambiental a elegir un impuesto más alto en lugar de uno más bajo. Al ofrecer una predicción honesta de la curva del costo de mitigación, los contaminadores podrían obtener una tasa impositiva menor ( $T$ ) asociada con un nivel de contaminación menor ( $e$ ). Si las empresas pensaran que pueden afectar los estimados de la agencia de protección ambiental, tendrían un incentivo para subestimar los costos de mitigación para obtener

un impuesto aún más bajo. Esta conducta podría tener consecuencias negativas para la compañía si esta no reduce sus emisiones en lo esperado durante el próximo período. Este escenario permite cierta retroalimentación, y dada la relación de largo plazo entre los reguladores y la empresa, por lo general esta evitará distorsionar sus costos si no está en juego alguna ganancia muy considerable. A pesar de lo anterior, la naturaleza asimétrica de los flujos de información obliga al diseño de instrumentos sofisticados (de dos partes) para persuadir a las compañías a revelar su información.

Otra línea de investigación modela decisiones de inversión cuando varias tecnologías distintas (de mitigación o producción) tienen externalidades diferentes. Con dos tecnologías productoras de externalidades, un impuesto piguviano no garantiza una solución de "primer óptimo" (Turvey 1963). A menos que dispongamos de impuestos no-lineales, es necesaria una regulación detallada de la elección de tecnología<sup>3</sup>. En el contexto de competencia imperfecta, los efectos de los impuestos y la regulación también tienden a ser distintos (ver el Capítulo 14).

Las emisiones peligrosas con umbrales claros requieren un instrumento de cantidad, como una prohibición o regulación. Lo mismo puede aplicar para el manejo de un recurso natural en peligro de extinción. Sin embargo, unos costos de mitigación elevados (y daños con curva plana) favorecen instrumentos de precio. Los costos de mitigación elevados pueden deberse a la heterogeneidad de los costos (ver Capítulo 12), lo que reafirma las ventajas de los instrumentos de precio. No es fácil generalizar acerca de cuáles condiciones económicas dan lugar a curvas de costos empinadas o planas. La aplicación y el carácter de la economía determinan la forma de la curva. A veces se asume que los países con un ingreso bajo y poco control previo de la contaminación tienen costos de mitigación bajos (porque se ubican "al inicio" de la curva de mitigación). Sin embargo, estas economías suelen tener un acceso limitado al crédito, la tecnología y el personal técnico calificado, factores que pueden dificultar la mitigación. También suelen presentar tasas elevadas de desempleo y temen la fuga de capitales hacia otros países, así como las tensiones sociales que podrían surgir si aumentara el desempleo. En consecuencia, la curva de mitigación puede ser muy empinada.

Los costos de mitigación cambian rápidamente con el advenimiento de tecnología nueva y la reestructuración de la industria. En varios países en transición (y algunos en desarrollo) que tienen plantas antiguas y contaminantes la mitigación puede ser tan costosa, al menos en el corto plazo, que un estándar ambiental dado podría quebrar una compañía. En una economía con mucho desempleo y pobreza extendida, la quiebra de una sola empresa puede tener consecuencias tan indeseables que debe evitarse a toda costa, lo cual puede ayudar a explicar la preferencia observada por tarifas ambientales bajas (con reciclaje de los ingresos), que imponen una carga pequeña y predecible sobre la empresa, minimizando el riesgo de quiebra y proveyendo algún incentivo para la limpieza gradual.

## La incertidumbre con respecto al tipo de contaminador o usuario

Los incentivos para hacer trampa y los costos de monitoreo son dos aspectos primarios del mismo problema subyacente al diseño de instrumentos de política ambiental con



información asimétrica. Los problemas de riesgo moral, selección adversa y aleatoriedad del ambiente, así como una falta genuina de conocimiento científico o entendimiento pueden calificarse como “incertidumbre” en el lenguaje cotidiano. Sin embargo, en términos más técnicos, se suele reservar el término *incertidumbre* para la estocasticidad o aleatoriedad del ambiente. Debe distinguirse de una ausencia de conocimiento más general, por un lado, y de la información asimétrica por el otro. La información asimétrica se puede describir ya sea como “selección adversa” o como “información oculta” en relación con el tipo de contaminador y el riesgo moral (ver “Incertidumbre relacionada con el comportamiento del contaminador” en este capítulo)<sup>4</sup>.

En algunas condiciones, los instrumentos de política se pueden diseñar para sortear estas dificultades, de modo tal que los agentes que serán regulados descubren que les conviene cooperar. Esta estrategia es común en la literatura sobre seguros y se conoce como el *principio de revelación* (o *de revelación suficiente*). La compañía aseguradora sabe que algunas personas son más propensas a enfermarse que otras, y se asume que los individuos conocen sus propios riesgos pero que para la compañía no será fácil descubrirlos<sup>5</sup>. Si una aseguradora pregunta “¿Es probable que usted se enferme?”, el solicitante no tiene ningún incentivo para decir la verdad. Sin embargo, la compañía puede obtener la respuesta indirectamente mediante el diseño de dos o más planes con diferentes combinaciones de prima y deducible. Una prima baja con un deducible alto será más atractiva para individuos de bajo riesgo, mientras que una prima más alta con un deducible bajo lo será para individuos de alto riesgo. Así, los individuos solicitantes revelan sus tipos de riesgo al elegir la póliza.

Nótese que este diseño sigue sin ser el óptimo en el sentido de que la gente común no puede comprar seguros completos que correspondan a su nivel real de riesgo; ni los individuos de alto ni los de bajo riesgo obtienen el seguro óptimo que podrían recibir sin la información asimétrica. Por lo tanto, algunos individuos de bajo riesgo pueden escoger no adquirir un seguro del todo debido a la selección adversa, encareciendo las primas para quienes sí deciden hacerlo. Un principio similar determina la estructura de los contratos discutida en el Capítulo 3: un empleador no puede juzgar los tipos de trabajador y por lo tanto fijar un salario bajo; un terrateniente no puede juzgar los tipos de inquilino y por lo tanto ofrecer una mezcla de salario y aparcería. De cualquier modo, los salarios no se equiparan a la producción marginal, y los incentivos no son los mismos de un mundo libre de riesgos.

Un principio similar determina la estructura de la política hacia distintos tipos de contaminadores. En una situación donde los contaminantes no están mezclados y los costos de mitigación pueden variar, podrían ser necesarias las tasas impositivas individuales (ver Capítulo 12). Sin embargo, si los reguladores desconocen los costos de mitigación de cada contaminador, los contaminadores tendrán un incentivo para alegar costos bajos con tal de obtener tasas impositivas bajas. Para que los contaminadores revelen voluntariamente que tienen costos elevados de mitigación, se pueden diseñar contratos de dos partes que combinen mecanismos; por ejemplo, tarifas individuales de emisión con un subsidio para ciertos tipos de tecnología de mitigación.

Consideremos un agente (individuo o compañía) que posee información privada acerca de su tipo (descrito por la variable  $\tau = \{\tau_i \mid i = 1, \dots, n\}$ ). Este tipo podría ser la productividad, aversión al riesgo, costos de mitigación, o el factor de emisiones de un

### Recuadro 13-1

Formalmente, el agente selecciona una acción  $a$  de un conjunto  $A = \{a \mid a_{\min} \leq a \leq a_{\max}\}$ . El resultado (contaminación) puede ser cualquiera de  $M$  resultados  $q_j$ . La probabilidad del resultado  $j$  depende de la acción  $a$  y del tipo ( $\tau$ ), como en  $\Phi_j(a, \tau)$ ;  $a$  misma depende de  $\tau$ . Se asume que la probabilidad es de conocimiento común. Una función de contrato es un conjunto de pagos contingentes  $\omega = \{\omega_j\}$  del principal para cada agente por cada resultado  $q_j$ . La utilidad ( $U$ ) del principal es un promedio ponderado por probabilidad de las ganancias  $u(q_j - \omega_j)$  basado en un estimado de la distribución de la probabilidad entre los tipos ( $\Omega$ ).

$$U(\omega, a) = \sum_j \sum_{\tau} \Phi_j[a(\tau), \tau] \Omega_{\tau} u(q_j - \omega_j) \quad (13-1)$$

No se asume que el agente será honesto, sino que manifestará un tipo  $\tau'$  correspondiente al contrato considerado más rentable. Las utilidades de un agente tipo  $\tau$  que elige un contrato diseñado para el tipo  $\tau'$  son

$$V\{\omega(\tau'), a \mid \tau\} = \sum_j \Phi_j[a(\tau'), \tau] v\{\omega_j(\tau'), a \mid \tau\} \quad (13-2)$$

donde  $v$  es la utilidad en un resultado  $j$ . Esta es la función de pagos que el agente maximiza al reportar un tipo  $\tau'$ . Sin embargo, el principal puede calcular el tipo  $\tau'$  óptimo para cada tipo  $\tau$  real. El principal maximiza la Ecuación 13-1 dadas las siguientes condiciones:

$$V\{\omega(\tau), a(\tau) \mid \tau\} \geq V^*(t) \quad (\text{para todo } \tau) \quad (13-3)$$

$$\{\tau, a(\tau)\} \in \operatorname{argmax}_{(\tau', a')} V\{\omega(\tau'), a' \mid t\} \quad (\text{para todo } \tau) \quad (13-4)$$

La condición 13-3 es la restricción de que la utilidad del agente debe igualar al menos alguna línea base de utilidad  $V^*$ . La condición 13-4 es la restricción de compatibilidad de incentivos de que los contratos deben diseñarse de manera que los agentes encuentren rentable revelar su verdadero tipo  $\tau$  en lugar de otro tipo  $\tau'$ .

contaminante invisible. Para un factor de emisiones, el principal (la agencia de protección ambiental) no puede observar el tipo directamente pero se supone que conoce tanto cuáles son los tipos posibles como su distribución. Para un individuo dado, hay una posibilidad estimada ( $\Omega\tau$ ) de que el tipo del agente sea  $\tau$ . Cualquier otra información en manos de los reguladores (p. ej., la función de producción y las emisiones para cada tipo) puede utilizarse para diseñar políticas que motiven a las empresas a cooperar. Habrá una política más atractiva para cada contaminador, y el agente principal tiene información general suficiente sobre las tecnologías para calcular el tipo  $\tau$  óptimo para cada tipo  $\tau$  real. En este sentido, la elección de contrato revela el tipo de agente (ver el Recuadro 13-1 para una definición formal).

Un ejemplo concreto y detallado del principio de revelación en relación con el diseño de contratos que internalizan el uso de agua escasa se presenta en el Capítulo 26, que aborda el diseño de contratos cuando no es posible el uso de medidores de

agua. La única información de que disponen los reguladores es el rango de tecnologías utilizadas (es decir, las funciones de demanda de agua para distintos tipos de agricultores). Los reguladores pueden redactar contratos reveladores que combinen una oferta de compra de un cierto volumen de la cosecha con impuestos específicos sobre el agua. Con información similar acerca de los coeficientes de emisión de los distintos tipos de productores, la agencia de protección ambiental podría diseñar contratos con un volumen de producción permitido y cuotas fijas que haría que los contaminadores se autoseleccionen, permitiéndole a la agencia conducir la producción para minimizar la contaminación. Por ejemplo, las agencias de agua francesas han diseñado contratos que ofrecen incentivos para que las empresas traten sus aguas por encima de los niveles motivados por el impuesto actual (demasiado bajo para ofrecer un incentivo adecuado) (A. Thomas 1995). Este tipo de principio podría ser útil en la regulación de empresas informales u otros casos donde el monitoreo directo resulta imposible.

### **Incetidumbre en el comportamiento del contaminador o el usuario**

En la sección anterior, la “información oculta” se relacionaba con el tipo de contaminador o usuario. Una clase similar de problemas surge cuando la recompensa de una de las partes (el principal) de un contrato depende del desempeño de otra parte (el agente), pero este no se puede observar o monitorear sin un costo elevado. La esencia de este tipo de problema agente-principal no es la información oculta sino la actividad oculta, aunque ambas puedan ocurrir al mismo tiempo. Con la actividad oculta, el reto consiste en diseñar un contrato que ofrezca incentivos para el comportamiento deseable de los agentes. En general, esto se logra tornando el pago del agente en una función del resultado, como en los modelos de aparcería discutidos en el Capítulo 3.

En el análisis del daño moral, se asume que los reguladores conocen la función indirecta de utilidad ( $V$ ) del agente, lo cual les posibilita anticipar las acciones del contaminador y así delinear la estrategia óptima. Si se trata de un caso de selección adversa, los reguladores saben que el productor tiene una de las tantas funciones de producción y que las emisiones dependen del “tipo” (es decir, de la función de producción). Si es un caso de riesgo moral, entonces los reguladores conocen la función de producción y pueden observar los resultados, y así concluir acerca de las emisiones (Recuadro 13-2).

En muchas situaciones de la vida real, los reguladores deben diseñar instrumentos partiendo de un conocimiento escaso. Pueden suponer que las empresas maximizan las ganancias y que los hogares maximizan la utilidad, pero desconocen las funciones de producción o utilidad, y la incertidumbre no puede reducirse a una sola distribución de probabilidad para alguna variable decisiva, pues la falta de información es más general. Sin embargo, cuando alguna información útil se hace disponible, los reguladores deben utilizar la información que se correlaciona con los resultados deseados. En las secciones que siguen, presentamos algunos de estos casos especiales: cuando está disponible la in-

### Recuadro 13-2. Riesgo moral

En un problema de riesgo moral no estocástico de un solo agente, este elige una acción  $a$  (inobservable) del conjunto  $A$ , que arroja  $M$  resultados (como en el Recuadro 13-1). La probabilidad ( $\Phi$ ) depende entonces únicamente de la acción  $a$ . Un contrato entre el principal y el agente es un cronograma de recompensas ( $\Omega$ ) equivalente a una recompensa o salario  $\{\omega_j | j = 1, \dots, M\}$  para cada resultado ( $j$ ). La utilidad esperada ( $U$  y  $V$ ) del principal y el agente son entonces

$$U(\Omega, a) = \sum_j \Phi_j(a) u(q_j - \omega_j) \quad (13-5)$$

$$V(\Omega, a) = \sum_j \Phi_j(a) v(\omega_j, a) \quad (13-6)$$

donde  $\omega$  es un conjunto de pagos contingentes y  $u$  es la utilidad del agente para un resultado dado. Nuevamente, el principal diseña el contrato para maximizar la utilidad esperada  $U$  sujeto a las siguientes condiciones:

$$V(\Omega, a) \geq V^* \quad (13-7)$$

$$a \in \operatorname{argmax}_{(a')} V(\Omega, a') \quad (13-8)$$

donde la Condición 13-7 es la restricción de racionalidad individual y la Condición 13-8 la restricción de compatibilidad de incentivos (si la acción fuera observable, solo la Condición 13-8 sería necesaria, pero entonces no habría un problema de riesgo moral). Suponiendo que el agente escoge  $a$  para maximizar la utilidad esperada y asumiendo una solución interior única, la Condición 13-8 puede reemplazarse por la siguiente condición de primer orden (Laffont 1989a, 1989b):

$$\partial V(\Omega, a) / \partial a = 0 \quad (13-9)$$

formación *ex post* (real), cuando solo se dispone de información agregada, y cuando la información está disponible solamente para los pares o terceras partes.

#### **Disponibilidad *ex post* de la información**

En muchos casos, el monitoreo directo es casi imposible, pero la verificación *ex post* de la mitigación sí es posible. Un área rica en ejemplos es la eliminación de desechos peligrosos, donde las cantidades pequeñas de materiales muy tóxicos son muy difíciles de monitorear. Monitorear la roca partida o los escombros de una compañía minera o el volumen total de basura de compañías u hogares es relativamente sencillo. Sin embargo, monitorear la eliminación de unos pocos gramos de arsénico, cadmio o mercurio, e incluso cantidades residuales de plaguicidas y químicos, puede ser difícil.

Cuesta imaginar el tipo de monitoreo que le permitiría a una agencia de protección ambiental rastrear cantidades tan pequeñas de emisiones individuales que pueden ocurrir en cualquier momento y lugar. Incluso para las compañías más grandes que monitorean sus vertidos principales es difícil idear un sistema que detecte un vertido breve, hasta

momentáneo, de algún químico peligroso, que podría incluso coincidir con reparaciones programadas o con la avería del equipo de monitoreo. Y sin embargo, la liberación de algunos químicos cumple con el doble criterio de daño potencial e incentivo: pueden causar un daño serio al ambiente, y su liberación ilícita puede resultar en un ahorro considerable para la empresa (o individuo).

Una solución apropiada es utilizar el equipo obligatorio (como filtros, convertidores catalíticos y piscinas de almacenamiento) diseñado para mitigar las emisiones del contaminante de manera por lo menos satisfactoria (si no óptima), y es sumamente visible. La importancia de la visibilidad radica en facilitar el monitoreo. Las desventajas potenciales de esta solución incluyen los problemas usuales relacionados con la tecnología obligatoria (es decir, que el equipo obligatorio no necesariamente conduce a resultados óptimos y que no hay incentivos para desarrollar tecnologías mejores) y con la operación inadecuada del equipo (p. ej., los automóviles pueden tener convertidores catalíticos inservibles para todo efecto práctico por la mala calidad de la gasolina, y las fábricas pueden tener filtros y piscinas de almacenamiento sin utilizarlas o darles mantenimiento).

Otra clase de instrumentos que apunta más directamente al meollo del asunto parte del concepto de depósito-reembolso. Al asignar la carga de la prueba a los agentes, la agencia de protección ambiental exige un pago a los contaminadores potenciales como si estuvieran contaminando, pero se los reembolsa si logran probar el cumplimiento entregando los residuos físicos (o siguiendo un procedimiento apropiado de certificación o eliminación). Los esquemas de depósito-reembolso se utilizan principalmente para latas y botellas, pero un ejemplo sueco previene que los vehículos chatarra sean abandonados en el bosque. Todos los compradores de vehículos pagan un depósito que les es reembolsado cuando lo entregan para su demolición. Hay más aplicaciones potenciales; por ejemplo, cualquier emisión de mercurio o azufre (que no puede ser creada o destruida en el proceso productivo) debe provenir de insumos adquiridos por la empresa. Por lo tanto, los reguladores pueden gravar la compra del insumo y pagar un reembolso por su devolución (esta política no funciona para las toxinas sintéticas, como los compuestos organoclorados o los contaminantes como el  $\text{NO}_x$ , que son manufacturados y pueden ser destruidos).

Hay varios escollos asociados con la fijación del depósito apropiado. En principio, el depósito se debe establecer en el nivel pigouviano para reflejar el daño potencial resultante de la eliminación incorrecta (Ecuación 9-1 en el Capítulo 1). Sin embargo, estos costos por daños pueden ser muy elevados, y el depósito no puede ser mayor al costo de producción; de lo contrario, se correría el riesgo de la importación o producción de insumos con el solo propósito de obtener el reembolso<sup>6</sup>. Podría ser innecesario que el impuesto esté en el nivel pigouviano si los costos de mitigación (es decir, de recolección o eliminación apropiadas) son limitados. La tarifa debe ser suficiente solamente para fomentar la recolección o la eliminación adecuadas (en los Capítulos 23 y 27 se presentan algunos ejemplos empíricos sobre el gravamen y las tarifas de manejo de desechos de azufre en Suecia).

Las discusiones en torno a los esquemas de depósito-reembolso tienden a enfocarse en los contenedores de bebidas, pero estos esquemas forman parte de una clase más amplia de esquemas bipartitos de precios, que pueden utilizarse en un gran espectro de

circunstancias. Se utilizan conceptos similares para convencer a los motoristas de que compren vehículos menos peligrosos para el ambiente e inspeccionen sus automóviles (ver los Capítulos 19, 21 y 22). Es difícil hacer que la gente cumpla con los programas obligatorios como los de inspección y mantenimiento vehicular; los propietarios de los vehículos más viejos y contaminantes tienen un incentivo para evadir el control. Una respuesta posible sería imitar el mecanismo del reembolso, logrando que los propietarios de vehículos encuentren atractivo llevarlos a inspeccionar (o comprar vehículos más limpios), por ejemplo, aumentando las cuotas de marchamo pero ofreciendo una rebaja para los vehículos que de algún modo demuestren ser más limpios a través de la certificación, diagnósticos a bordo o inspección. Igualmente, los propietarios podrían recibir rebajas para vehículos que demuestren (mediante posicionamiento global o un sistema similar) que no se utilizan en áreas urbanas donde el daño ambiental es caro.

### ***Disponibilidad de información agregada (contaminación de fuente difusa)***

La contaminación de fuentes difusas (CFD, conocida en inglés como *nonpoint-source pollution*) constituye una categoría de casos para lo cuales no existe el monitoreo individual, por lo general no porque los niveles de emisión o efluentes sean bajos, sino porque se extienden a lo largo de un área de tamaño considerable. Normalmente, es posible monitorear los niveles de contaminación ambiental causada por emisiones provenientes de un grupo de fuentes. La información parcial así obtenida posibilita el uso de instrumentos como las cargas ambientales. Sin embargo, en algunas circunstancias, se prefieren otros mecanismos que construyen (y promueven) la cooperación entre los contaminadores.

La CFD agrupa muchas categorías importantes de problemas ambientales. Un ejemplo de primera es la contaminación del agua por la escorrentía de fertilizantes y plaguicidas, lo cual es costoso de monitorear por su naturaleza (es decir, están extendidos de manera difusa y dispareja sobre grandes áreas geográficas, y su distribución temporal es impredecible). La escorrentía agrícola causa la eutrofización (acumulación excesiva de material biológico) de arroyos y lagos, la acumulación de plaguicidas en ríos y aguas costeras, y la erosión del suelo, cuyas consecuencias incluyen la muerte de peces, otras especies acuáticas y ecosistemas (incluyendo arrecifes de coral); la acumulación de químicos tóxicos en la cadena alimenticia; y el aterramiento (obstrucción) de represas y estaciones eléctricas. Estas consecuencias ejercen efectos negativos sobre la pesca, recreación, el turismo, la salud y muchos otros sectores. Además, la CFD es interesante desde el punto de vista teórico porque la mayoría de los dilemas ambientales tienen algún rasgo de CFD (es decir, algún grado de costo de monitoreo), y el análisis desarrollado para casos puros de CFD puede iluminar otros casos de contaminación cuyo monitoreo es dificultoso.

Consideremos un escenario simple, donde  $n$  contaminadores comparten una vertiente y se trata de regular la contaminación total. Si asumimos una "mezcla perfecta", entonces todos los coeficientes de transferencia son idénticos (e iguales a 1), por lo que la única preocupación son las emisiones agregadas ( $E$ ), que equivalen a  $\sum e_i$ . Si el nivel de la carga de equilibrio es  $T$ , entonces una carga ambiental pagada por cada contaminador ( $TE$ ) tendría las propiedades de incentivo correctas en el margen, porque  $TE = Te_i + Te_i$ ,

donde  $Te_i$  es una carga piguviana estándar sobre las emisiones para el agente  $i$ , y  $Te_{-i}$  es el pago de transferencia fijo desde el punto de vista del agente  $i$  ( $e_{-i}$  es la suma de todos los  $e$  excepto para el agente  $i$ ). En realidad, existen varios problemas con un impuesto de este tipo. Asume que se conoce  $E$ , aunque en la realidad el regulador solo posee estimaciones imprecisas. El nivel del impuesto es mucho mayor que el daño causado por cada contaminador. Con externalidades serias y grupos grandes ( $n$  grande), el pago  $TE$  puede superar incluso los ingresos de los agentes individuales y por lo tanto su capacidad de pago. Más aun, una tarifa equivalente sería injusta para los pequeños productores. Este esquema recauda ingresos ( $nTE$ ) que son  $n$  veces los daños totales, lo cual plantea problemas serios en cuanto al derecho que pueden tener las comunidades locales de imponer este tipo de impuesto. El hecho de que los ingresos sean tan elevados ofrece la opción de modificar el instrumento de algún modo para rembolsar los ingresos.

Se han sugerido varias soluciones, cada una más sofisticada que la otra, para lidiar con el diseño de políticas en situaciones con información agregada. Uno de los primeros estudiosos del problema de la CFD sugiere dos razones para explicar la imposibilidad de inferir un comportamiento a partir de los resultados observados (Segerson 1988). Primero, dado cualquier nivel de mitigación, los efectos sobre la calidad ambiental son inciertos debido a la variación estocástica (aleatoria). Segundo, las emisiones de varios contaminadores contribuyen a los niveles ambientales, y solo podemos observar los efectos combinados. Debido a la presencia de incertidumbre y las dificultades de monitoreo en una situación de CFD, se deben utilizar mecanismos que incentiven el cumplimiento, en lugar de la regulación directa de la descarga de cada contaminador. En esencia, esta solución es una combinación de carga ambiental y multa, lo cual conduce a una asignación de primer óptimo, donde los contaminadores son neutrales al riesgo y presentan un comportamiento Cournot-Nash (en su propio interés). Si el nivel de contaminación ambiental es menor al estándar predeterminado, las empresas reciben un pago positivo. Si el nivel de contaminación ambiental excede el estándar predeterminado, cada contaminador debe pagar una cuota proporcional al nivel de contaminación ambiental, más una multa por exceder el estándar de esta.

Si el monitoreo no es imposible sino solamente costoso, entonces se asume que el regulador monitoreará algunas, pero no todas, las veces. El costo esperado para la empresa sería de  $\Psi T$ , donde  $\Psi$  es la probabilidad de detección y  $T$  es la cuota por incumplimiento (en teoría,  $T$  está basada en los daños, pero como estos son difíciles de calcular, el valor se suele basar en alguna regla general o en un estimado de cuánto ahorra la empresa a través del incumplimiento). Si  $\Psi$  es pequeña, entonces el valor esperado de la cuota será insuficiente para motivar el cumplimiento, pero aumentar la cuota podría motivarlo. El nivel de la cuota que asegura el cumplimiento puede ser demasiado elevado para ser factible, pero asumiendo la aversión al riesgo, puede fijarse en un monto un poco menor y aun así tener el efecto de incentivo. Se han sugerido varios mecanismos en esta línea para hacer cumplir la regulación sobre CFD<sup>7</sup>.

Si el monitoreo es tan arduo que los reguladores carecen de información, entonces no les queda más que pagar por la mitigación, lo cual es un ejemplo de la provisión directa de bienes públicos (posiblemente con acuerdos voluntarios o gastos compartidos por toda la industria involucrada). Algunas veces, la información puede estar disponible solo

para los pares de los contaminadores. En estos casos, podrían ser apropiadas las políticas de colaboración, como el manejo de recursos de propiedad común (ver Capítulo 29).

### *Riesgo, seguros y política ambiental*

Cuando los resultados económicos dependen mayormente de la variación aleatoria de la naturaleza, se hacen necesarios los seguros (u otros mecanismos para reducir la variabilidad en el flujo de ingresos, tales como los ahorros). En presencia de selección adversa y riesgo moral, la demanda de seguros estará al menos parcialmente insatisfecha. Por esta y otras razones, muchos países en desarrollo tienen mercados poco desarrollados para los seguros, la banca y los servicios relacionados. Esta situación puede ser relevante para la elección de instrumentos de política ambiental en estas áreas.

A veces los riesgos son privados, pero la ausencia de seguros conlleva un riesgo público en forma de contaminación. Por ejemplo, los granjeros individuales cargan con el riesgo privado de si su cosechas serán reducidas por las plagas, pero crean un riesgo público al usar cantidades excesivas de plaguicidas (ver Capítulo 29). Acumular demasiado ganado es otro mecanismo mediante el cual los ganaderos tratan de compensar la falta de instituciones formales de ahorro. Lamentablemente, este tipo de sistema conduce al sobrepastoreo, que tiene efectos negativos sobre el ambiente. Estas situaciones se pueden manejar con cargas sobre o regulación de los plaguicidas o el número de cabezas de ganado. Sin embargo, dada la gravedad potencial de las pérdidas de bienestar, generalmente estas políticas no son ni políticamente factibles ni deseables. En cambio, la respuesta apropiada puede ser proveer o facilitar la provisión de seguros o servicios bancarios (o las instituciones que crean las condiciones para que el mercado ofrezca estos servicios).

Del otro lado de la balanza están los eventos aislados de gran escala que conllevan un riesgo privado para muchos ciudadanos. Dichos eventos incluyen accidentes en plantas químicas o nucleares, como la planta Union Carbide en Bhopal, India, que filtró gas tóxico hacia la comunidad en 1984, matando o hiriendo a miles de personas. Dadas las curvas de daño empinadas, la regulación directa es por lo general la política más apropiada y utilizada. La complejidad técnica y la dificultad inherente de lidiar con probabilidades pequeñas complican aún más el asunto. La magnitud del peor evento posible puede ser mucho mayor que el valor neto de la empresa responsable; por lo tanto, se deben tomar en cuenta varios arreglos, como la responsabilidad estricta, el seguro obligatorio (a niveles especificados), o la provisión de bonos de responsabilidad (que en esencia son dinero apartado para ser utilizado en caso de que la compañía abandone sus obligaciones o quiebre). Podría ser necesario enfocar la atención en la responsabilidad limitada inherente en la ley para hacer que la empresa matriz, los accionistas, acreedores y otros agentes compartan el riesgo. La provisión de seguro público, mediante el cual el gobierno asume riesgos de manera explícita o implícita para limitar la responsabilidad de una industria (p. ej., el Acta de Price Anderson, que limita la responsabilidad de la industria de la energía nuclear en Estados Unidos), puede incentivar los negocios pero también empeorar el riesgo moral y por lo tanto requerir aún más regulación.

En ambos escenarios de riesgo, la provisión de información a los productores, comunidades, bancos, compañías aseguradoras, clientes y sociedad en general es un subpro-



ducto importante de la provisión de seguros. Al requerir y proveer seguros, el mercado mismo se ve obligado a calcular, revelar y proveer información acerca de los riesgos de manera tal que resulte útil para varias partes de la sociedad y las ayude a tomar decisiones racionales. Un enfoque un tanto diferente consiste en que las empresas adopten la tecnología recomendada por una agencia de protección ambiental o autoridad similar de manera explícita, para protegerse de la crítica (o multa) por parte de esta agencia en el caso de cualquier incidente o accidente. Este mecanismo ofrece a las autoridades la oportunidad de aprovechar la tecnología, pero reduce su capacidad de responsabilizar a las empresas siempre y cuando sigan las especificaciones técnicas. Este enfoque convierte la agencia de protección ambiental en una especie de agencia de liquidación de tecnología, lo cual ha sucedido en algunas áreas de Estados Unidos.

### *Disponibilidad de información para los consumidores*

Algunas veces, los decisores primarios en cuestiones ambientales no son los reguladores gubernamentales sino los consumidores individuales. Por ejemplo, la regulación gubernamental sobre el nivel de residuos de plaguicidas en los alimentos puede ser más o menos estricta, pero los consumidores pueden hacer un balance adicional entre precio y calidad eligiendo productos orgánicos que se acomoden a sus gustos y presupuesto. Estas elecciones no se pueden hacer sin información, y suponer una “información completa” no es apropiado en este caso. La ciencia y la medicina relacionada con los plaguicidas y otras toxinas son tan complejas que pocas personas pueden comprenderlas sin los estudios necesarios, incluso si tuvieran acceso a la información de la que normalmente solo disponen los productores. En esos casos, la información se puede considerar como un bien público, y las agencias gubernamentales deben proveer las instituciones que apoyen su diseminación e interpretación.

En años recientes, se han desarrollado varias tecnologías que facilitan la provisión y el acceso a la información, así como su procesamiento, asimilación y comprensión (p. ej., la teledetección, la fotografía y el mapeo satelital, la genética y otras biotecnologías, avances en informática, y la Internet). La dificultad de transmitir información sobre la calidad es un problema para consumidores y productores, y vale no solo para los atributos ambientales (como los procesos o productos limpios), sino también para otros atributos de calidad, más sutiles o difíciles de detectar. Esto se conoce a veces como un problema de bienes defectuosos.

Si los bienes defectuosos son difíciles de distinguir de los productos de calidad, los consumidores tienen pocos incentivos para comprar estos últimos y probablemente los eviten porque son más caros. Los buenos productos son casi siempre caros, pero un precio elevado no es garantía de calidad porque los productos inferiores (indistinguibles de los anteriores) también pueden venderse a un precio alto. El resultado puede ser un equilibrio indeseado, donde solo se venden productos de baja calidad. Si hay alguna forma de distinguir entre los productos mediante alguna señal —garantías, información, etiquetado—, por lo común los productores de alta calidad tratarán de utilizarla. En el caso de los atributos ambientales, el asunto se complica por el hecho de que el atributo de “calidad” no es privado (como la durabilidad del producto) sino público. Por esta

característica al vendedor le resulta problemático emitir garantías y puede ser una motivación para la inversión pública y el apoyo a los esquemas de etiquetado ambiental.

La provisión de información es costosa y no necesariamente totalmente positiva. Por ejemplo, proveer información completa acerca de químicos peligrosos puede tener el efecto deseado de volver a los consumidores cautelosos y precavidos frente a estos productos. Sin embargo, ofrecer información detallada sobre químicos menos peligrosos podría tener un efecto similar sobre los consumidores, tornándolos cautelosos frente a estos productos también. ¿Cómo se supone que los consumidores decidan acerca de los peligros relativos de 10 gramos de zinc, 50 gramos de una enzima, o 1 nanogramo de dioxina cuando se emiten hacia distintos medios en condiciones diferentes? Una persona que no sepa cuáles químicos e interacciones son verdaderamente problemáticos podría asustarse con solo ver una fórmula química. Así, existe un riesgo de que la provisión de información, especialmente de datos crudos, asuste a la gente, pero la ventaja de este acercamiento es que fomenta la apertura y las interpretaciones divergentes se pueden discutir en público. Podríamos compararlo con el dilema general de una democracia donde el electorado debe hacer varias elecciones complicadas sobre las cuales carece de información completa ("Si podemos elegir un gobierno, ¿tenemos que poder elegir un detergente!"). Una alternativa a la divulgación total de información es la provisión de información procesada, pero surge el problema de determinar cuál de las partes interpretará la información. La solución no es obvia, y la elección de instrumento y el grado óptimo de descentralización de la información dependen de la complejidad del asunto en cuestión.

Cuando el monitoreo es dificultoso y los recursos para el monitoreo y el procesamiento de la información son limitados, la prioridad podría ser obtener la información. La probabilidad de recibir información acertada se puede aumentar estandarizando el método de recolección de datos (es decir, especificando la naturaleza de la información por recabar, así como los procesos de recolección o procesamiento de la información, tales como el análisis de ciclo de vida) y estableciendo penas suficientemente grandes por la falsificación de información. El Inventario de Emisiones de Sustancias Tóxicas es una gran colección de datos crudos bien estructurados sobre el uso de químicos en Estados Unidos (ver Capítulo 10). Organizaciones como Scorecard utilizan estos datos para proveer mapas y otra información de fácil acceso para ayudar al ciudadano común a comparar y tomar sus propias decisiones. De modo similar, varios programas nacionales que promueven prácticas amigables con el ambiente otorgando "etiquetas verdes" a los productos (p. ej., Green Seal en Estados Unidos, Environmental Choice en Canadá, el Cisne Blanco del Consejo Nórdico, el Ángel Azul en Alemania y Ecomark en Japón) hacen un esfuerzo por interpretar la información para el consumidor (ver Capítulos 23, 24 y 27).

Revelar la información puede ser voluntario u obligatorio. Los productores que utilizan métodos orgánicos han buscado la certificación orgánica voluntariamente, porque se considera que transmite un valor agregado (en cambio, no se requiere de las granjas convencionales que publiquen la lista de plaguicidas que utilizan). Por otro lado, los mecanismos basados en la necesidad de saber (como el Inventario de Emisiones de Sustancias Tóxicas) requieren que todas las empresas provean información sobre sus emisiones.

El punto crucial para entender los esquemas de etiquetado consiste en comprender la naturaleza de un bien de confianza, cuyo valor se deriva de las creencias más que de la experiencia real (Nadaï 1999). Las cuestiones técnicas involucradas son tan complicadas que el consumidor no puede evaluar una etiqueta verde, incluso después de la compra del bien. La credibilidad de las partes que emiten la etiqueta es por lo tanto de suma importancia. Claramente, el consenso entre todas las partes (industria, reguladores y, posiblemente, consumidores u organizaciones ambientales) es una buena manera de construir la credibilidad. Como resultado, la industria enfrenta una decisión estratégica importante: colaborar e influenciar el diseño de criterios para alcanzar un esquema de etiquetado creíble (y por tanto con valor de mercadeo), o tratar de eliminar la idea oponiéndose a ella y desacreditando los esquemas de etiquetado en general.

La forma en la cual las industrias enfrentan los esquemas de etiquetado depende de factores como la facilidad de satisfacer los criterios exigidos, el grado de conciencia e interés de los consumidores, y la facilidad de colaboración (complicidad) dentro de la industria. Algunos enfoques documentados son (Nadaï 1999):

- Cooperación de la industria: en la industria de pinturas y barnices, la preocupación principal es reducir los compuestos orgánicos volátiles (COV). Con el deseo de mantener la distinción entre las pinturas a base de agua y las demás, la industria decidió que sería mejor mantener las ganancias a través de una colaboración que le permitiera cierta influencia sobre los criterios de manera que sirviera a sus intereses en relación con desarrollos tecnológicos futuros.
- Confrontación de la industria: los fabricantes de aerosoles para el cabello consideraron que los requerimientos de etiquetado eran difíciles de cumplir y que no eran demandados por los consumidores.
- Grupos estratégicos: la industria se puede dividir en grupos estratégicos donde uno o más grupos colaboran y otros no, como en el caso de la industria de detergentes de ropa (ver Capítulo 27).

Resulta vital algún grado de monitoreo y, en la mayoría de los casos, es llevado a cabo por la misma entidad regulada. Cuando los reportes obligatorios entregados a las agencias de protección ambiental están disponibles también para el público, la transparencia aumenta considerablemente, y los reportes pueden ser utilizados por las organizaciones privadas que vigilan el cumplimiento de las regulaciones como una base para plantear demandas por incumplimiento. Los reportes funcionan como control del regulador, no solo del contaminador. Este elemento de disciplina se enfatiza en el diseño del esquema PROPER en Indonesia (ver Capítulo 27) y la litigación de interés público en India (ver Capítulo 11). Es más efectivo en países donde el sistema legal promueve la litigación, como Estados Unidos. Los estilos de manejo varían con la región; por ejemplo, las industrias norteamericanas parecen más adversas al etiquetado que sus contrapartes europeas.

La relación entre reguladores y contaminadores es por fuerza delicada, y es fundamental evitar tornarla abiertamente antagónica. Muchas compañías encuentran que el costo de transacción de simplemente comunicar y acatar con la burocracia de la agencia de protección ambiental es una carga más pesada (p. ej., el proyecto estadounidense Pro-

ject XL; ver Capítulo 10) que los costos de mitigación (que tienden a ser percibidos como legítimos y acarrear beneficios adicionales para la compañía en sus relaciones con los consumidores y otros). No ser burocrático y orientarse hacia el servicio al cliente es importante para las agencias de protección ambiental, pero resulta difícil cuando se deben superar problemas de información asimétrica y evitar las tentaciones de la corrupción y el nepotismo. Además, muchas agencias luchan con problemas fundamentales como el financiamiento de personal y equipo.

### Lectura adicional

Adar y Griffin 1992  
 Amacher 1996, 1998  
 Dasgupta et al. 1979, 1980  
 Dosi y Tomasi 1994  
 Hoel 1998  
 Kwerel 1977  
 Roberts y Spence 1979  
 A. Thomas 1995

## Notas

1. Por ejemplo, la incertidumbre en los costos de mitigación puede surgir de la combinación entre progreso tecnológico y la heterogeneidad entre empresas e información asimétrica. Más aun, los errores de juicio en los costos de mitigación pueden ser no accidentales sino estratégicos, porque la información proviene de la compañía misma.

2. Algunos investigadores han estudiado la correlación entre la incertidumbre sobre el beneficio e incertidumbre sobre el costo. Con una incertidumbre simultánea, una correlación positiva tiende a favorecer el uso de instrumentos de cantidad y una negativa favorece los instrumentos de precio, y una correlación positiva podría ser más frecuente (Stavins 1996).

3. Los resultados de un "juego" modelado entre una agencia de protección ambiental y empresas con escogencia endógena y varias tecnologías discretas sugieren que los méritos relativos de los impuestos y la regulación dependen del momento de las decisiones que serán tomadas por los reguladores y las empresas (Amacher y Malik 1999).

4. Podemos ilustrar los términos con referencias a varios casos distintos. "Desconocimiento" sería quizás la mejor descripción de un tema que no se puede conocer, como por ejemplo si habrá un brote de una nueva plaga. La "incertidumbre" describe ocurrencias que hasta cierto punto se pueden predecir, como la precipitación del año que viene (se conoce la distribución probabilística, pero no el resultado). Un ejemplo de información asimétrica ocurre cuando una compañía aseguradora no sabe si una lesión se debe realmente a un accidente, pero la persona lesionada sí. En ausencia de información, no hay regulación posible, excepto quizás la persuasión o la recolección y difusión de información. Sin embargo, en algunas instancias, hay información parcial disponible y puede ser explotada para diseñar instrumentos de política ambiental de forma tal que ofrezcan incentivos. En este capítulo discutiremos algunos de estos casos.

5. Algunas enfermedades pueden relacionarse con factores genéticos y se supone son de conocimiento privado; este es un caso de selección adversa pura. Si el riesgo de enfermedad se relaciona con un estilo de vida que el individuo no solo conoce sino que puede influenciar (como la dieta), entonces el caso involucra también un riesgo moral.

6. Esta actividad se puede monitorear con cierto costo; de hecho, ya existen algunos mecanismos automáticos para ello. Los depósitos de latas en Suecia distinguen entre latas de cerveza danesa

y sueca, de modo que las primeras no se pueden depositar para obtener un reembolso. En Estados Unidos, el reembolso por una misma lata puede variar entre estados.

7. Al modelar los costos de transacción proporcionales a los impuestos, Smith y Tomasi (1995) muestran que los impuestos no son siempre superiores, y que la política reguladora óptima es por lo general una mezcla de impuestos y estándares. Para un caso de información limitada (los contaminadores no se pueden monitorear pero la concentración ambiental sí es observable), Xepapadeas (1991) propone contratos de presupuesto balanceado donde cada contaminador enfrenta un riesgo aleatorio de una multa ambiental (donde los fondos recaudados se distribuirían entre los demás contaminadores). El intercambio entre fuentes de contaminación puntuales y difusas puede abaratar los costos pero plantea cuestiones de monitoreo; Letson et ál. (1993) evalúan el cumplimiento verificando la tecnología, y concluyen que la tasa de intercambio óptima depende de los costos relativos de hacer cumplir las reducciones puntuales y las difusas, y de la incertidumbre asociada con la CFD. Shortel et al. (1998) presentan un buen resumen de los retos de investigación planteados por la CFD.

8. Agradezco a Joseph Stiglitz por una discusión esclarecedora sobre algunos de los tópicos abordados en esta sección.

# *Efectos de equilibrio y condiciones de mercado*

**U**N INSTRUMENTO ECONÓMICO tiene varios efectos. Consideremos un impuesto sobre un insumo contaminante, que afectará directamente la mezcla de insumos y tecnología en la producción. Este efecto directo suele ser el pretendido. El impuesto también tendrá efectos indirectos: encarece el producto final y por lo tanto reduce la demanda, lo que se conoce como el “efecto de sustitución de la producción”. Por último, el impuesto genera ingresos para la hacienda pública.

En este capítulo, nos concentramos en los efectos indirectos. Primero, veremos situaciones donde se puede esperar que los efectos indirectos sean más importantes que los directos. Seguidamente, examinaremos los ingresos y otros efectos asociados con el llamado debate del dividendo doble. Muchos de estos efectos dependen de las condiciones del mercado. La existencia de monopolios o carteles afectará y puede distorsionar completamente la optimalidad de, por ejemplo, los impuestos. La última sección, por lo tanto, está dedicada a la discusión de las condiciones de mercado.

### **Cumplimiento de metas, mitigación y sustitución de la producción**

Las emisiones de una actividad o sector económico suelen depender de la intensidad de la contaminación o la tasa de emisiones ( $\xi$ ) y su nivel de actividad o tamaño ( $q$ ). Simbólicamente,  $e = \xi q$  con la suma apropiada sobre empresas y contaminantes. Normalmente, el enfoque de la política ambiental se centra en la intensidad de la contaminación o la tasa de emisiones,  $\xi$ . Además de las medidas tecnológicas para la mitigación, las emisiones se pueden reducir disminuyendo la producción, y una de las ventajas de ciertos instrumentos de mercado es que, si se diseñan correctamente, conducirán a cambios en la composición de la producción que reducen el daño por emisiones. Esta ventaja aplica a los impuestos mas no a los subsidios. También vale para los permisos negociables, siempre y cuando no sean asignados proporcionales a la producción.

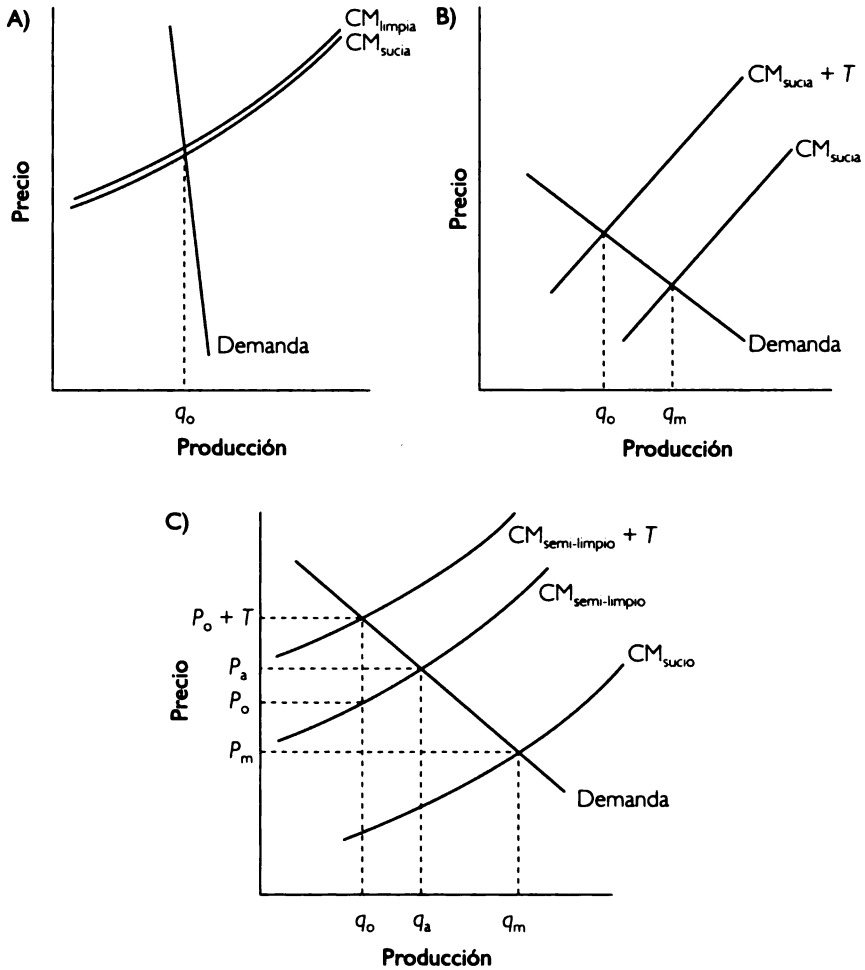
Que los efectos sobre la producción sean importantes o marginales parece depender de la facilidad de mitigación, así como de la elasticidad de la demanda del producto. Algunos temas relacionados son la precisión de los instrumentos, el grado de cumplimiento de las metas, y los costos de monitoreo. Dos ejemplos contrastantes son el uso de cloro para blanquear productos de papel y las emisiones de carbono, que provocan el cambio climático. En el caso del cloro, es relativamente fácil disminuir la intensidad de la contaminación, y el monitoreo es bastante sencillo. Además, el costo del blanqueo es una proporción pequeña del costo de producción, y la demanda de papel es inelástica. Todos estos factores sugieren que si la sociedad quiere abolir el uso de cloro, puede escoger una política apropiada y reducir su utilización sin ningún impacto sobre el uso total de papel<sup>1</sup>. De hecho, las autoridades suecas no utilizaron ningún instrumento para alcanzar esta meta; simplemente manifestaron un deseo serio de reducir el uso de cloro preparando borradores de leyes fiscales, y las papeleras dejaron de utilizar el cloro como agente blanqueador de manera “voluntaria”. Si no hubiese sido posible monitorear el uso de cloro y el tema fuese un problema ambiental severo, entonces un impuesto sobre el producto se habría considerado como la mejor variable *proxy* disponible. Sin embargo, este impuesto habría sido un instrumento demasiado tosco para lidiar con el cloro, porque utiliza solamente el efecto sobre la producción y carece de efecto sobre la intensidad de la contaminación.

En contraste, con las emisiones de carbono, ambos factores pueden y deben ser influenciados: la tasa de emisión de carbón fósil por unidad de energía, y el uso total de energía. La mitigación es una opción, pero no es la única. La energía que no es de origen fósil (en la escala necesaria) probablemente resulte más cara, y es eficiente incluir reducciones en el uso energético total de las opciones escogidas. Los instrumentos elegidos deben tener el efecto óptimo sobre la producción, lo cual significa que los subsidios y os acuerdos voluntarios no bastan. Más aún, si se requiere cumplir con metas exactas (p. ej., debido a obligaciones estipuladas en tratados internacionales), entonces se favorecen los instrumentos cuantitativos.

### ***La importancia de la producción comparada con la mitigación***

La importancia del costo de mitigación y la elasticidad de la demanda en el diseño de políticas ambientales se ilustra en la Figura 14-1. En la Figura 14-1A, la mitigación es barata y la demanda inelástica, de modo que las opciones de mitigación tecnológica constituyen la mejor solución. En la Figura 14-1B, donde no hay posibilidades tecnológicas de mitigación ni “tecnología limpia”, el único mecanismo para reducir la contaminación es reducir la demanda y la producción. La efectividad de esta opción depende de la elasticidad de la demanda del producto.

En la Figura 14-1C, tanto la mitigación como la reducción de la producción son importantes. El incremento en los costos que resulta de los métodos de producción nuevos y algo más limpios es considerable, y deben pagarse impuestos ambientales (o comprar permisos); así, el aumento en el costo marginal de producción es cuantioso. Como la demanda es bastante elástica, el aumento de precios debido al impuesto resultará en una gran disminución de la producción, de  $q_1$  a  $q_0$ , además de la reducción de  $q_m$  a  $q_2$  causada



**Figura 14-1. Mitigación y reducción de la producción**

A: demanda inelástica, mitigación barata. B: demanda elástica, sin tecnología limpia. C: demanda elástica, tecnología limpia.

Notas: CM = costo marginal de producción (para tecnología limpia, semilimpia o sucia);  $P_0$  = costo óptimo de producción;  $T$  = impuesto;  $P_a$  = precio si se utiliza la tecnología óptima (semilimpia) pero no se cobra un impuesto;  $P_m$  = precio de mercado en ausencia de instrumentos;  $q_0$  = cantidad de producto (con  $q_0$ ,  $q_a$ , y  $q_m$  definidas de manera análoga a  $P$ ).

por el aumento directo de los costos de producción causado por la mitigación. Algebraicamente, los efectos de mitigación y producción de un instrumento como los impuestos o permisos ( $T$ ) se pueden comparar como sigue:  $T$  tiende a reducir la producción  $q(T)$  y la tasa de emisiones  $\xi(T)$ , como en  $e(T) = q(T)\xi(T)$ . La diferenciación arroja  $de/dT = qd\xi/dT + \xi dq/dT$ ; multiplicando por  $T/e$  y sustituyendo  $e = q\xi$  obtenemos la elasticidad



de las emisiones con respecto al instrumento ( $\epsilon_{e_T}$ ) como la suma de las elasticidades para la producción ( $\epsilon_{q_T}$ ) y la mitigación ( $\epsilon_{\xi_T}$ ):

$$\epsilon_{e_T} = \epsilon_{q_T} + \epsilon_{\xi_T} \quad (14-1)$$

El alcance de la respuesta de mitigación dependerá de la suma de la mitigación tecnológica y la sustitución de la producción (es decir, los efectos de equilibrio general y parcial). El efecto de producción puede ser expresado en la Ecuación 14-1 con una interacción de la pendiente de la demanda,  $q = q(P)$ , y un cambio en la curva de la oferta,  $P = P(T)$ . Su combinación arroja  $q = q[P(T)]$  o

$$\epsilon_{q_T} = \epsilon_{q_P} \epsilon_{P_T} \quad (14-2)$$

y sustituyendo en la Ecuación 14-1 obtenemos

$$\epsilon_{e_T} = \epsilon_{\xi_T} + \epsilon_{q_P} \epsilon_{P_T} \quad (14-3)$$

La respuesta total en emisiones depende de las posibilidades de reducir la tasa de emisiones, así como el producto de la elasticidad de precio de la demanda para el producto final y la elasticidad del impuesto del costo marginal de la demanda ( $\epsilon_{P_T}$ ). Como ya se mencionó, depende de cuánto más caros son los métodos de producción limpia o la elasticidad de la mitigación.

En el Recuadro 14-1 se ilustra esta relación para el caso especial de la adicionalidad lineal. La elasticidad del impuesto sobre la oferta equivale a la proporción del impuesto ambiental marginal en el costo marginal total ( $\xi_T$ ); estos términos deben compararse a la respuesta en tecnología de mitigación o en la tasa de emisiones,  $\epsilon_{\xi_T}$ . Si el efecto de producción es una proporción grande del efecto total del instrumento, entonces habrá una gran diferencia entre utilizar el impuesto y cualquier otro instrumento que no impone el costo total de mitigación y de pago del impuesto sobre el contaminador. Por otro lado, si los costos de mitigación son pequeños en relación con los costos de producción, entonces la diferencia no será tan grande. En este caso, sería preferible el uso de otros instrumentos u otras maneras de reembolsar impuestos. En economías pequeñas y abiertas o en aquellas cuyas metas principales son aliviar la pobreza y crear empleo, la idea de enfrentar los problemas ambientales reduciendo la producción generará una resistencia férrea (ver Capítulos 15-17).

### ***Efectos de los subsidios y otros instrumentos sobre la producción***

El efecto de la producción —emisiones reducidas debido a un precio mayor del producto— puede ser una parte esencial de la respuesta económica a un instrumento de política (también puede haber casos en los cuales las emisiones aumentan a pesar de que la mitigación reduce las emisiones por unidad; pero como la producción aumenta, esta respuesta se suele llamar efecto de rebote). La importancia del efecto de la producción fue resaltado por un análisis enfocado en los efectos perversos de los subsidios para la

### Recuadro 14-1. Elasticidad de la oferta con respecto al impuesto (costos de mitigación lineales y separables)

Consideremos una empresa que maximiza sus ganancias iguales a  $Pq - C(q) - c(\xi_0 q - e) - Te$ . Los costos de producción son separables y lineales en la mitigación. La producción ( $q$ ) implica unos costos de producción  $C(q)$  y un nivel "normal" de emisiones ( $\xi_0 q$ ) que pueden ser mitigadas hasta cualquier nivel de emisiones ( $e$ ) mediante una función lineal de costos  $c(\xi_0 q - e)$ . La empresa emprende la mitigación para reducir sus impuestos ambientales ( $Te$ ). La diferenciación con respecto a  $q$  y  $e$  arroja las condiciones de primer orden  $c = T$  y  $P = C'_q + c\xi_0$  y, por sustitución,  $P = C'_q + T\xi_0$ , donde  $P$  es el precio del producto.

En este caso, el aumento en el precio de la oferta es el impuesto  $T$  multiplicado por la tasa original de emisiones  $\xi_0$ . La diferenciación con respecto a  $T$  arroja  $dP/dT = \xi_0$ , y al expresar esto como una elasticidad tenemos:

$$\epsilon_n = \frac{T}{P} \frac{dP}{dT} = \frac{T\xi_0}{C'_q + T\xi_0} \quad (14-4)$$

Así, en este simple caso lineal, la elasticidad de la oferta con respecto al impuesto es la cuota relativa del impuesto ambiental marginal en los costos marginales de producción. La Ecuación 14-4 se puede insertar en la Ecuación 14-3, permitiendo una determinación exacta del tamaño relativo de la mitigación en este modelo.

mitigación (Baumol y Oates 1988). En ese modelo, los pagos por reducción de emisiones podían exceder los costos de mitigación y por lo tanto bajar los costos totales y aumentar la producción lo suficiente como para contrarrestar, y hasta revertir, los efectos de la mitigación. Cuando los costos marginales de mitigación son constantes, el subsidio es simplemente el reintegro de los costos de mitigación. Los costos promedio y marginales (calculados en el Recuadro 14-2) se ilustran en la Figura 14-2. Como los subsidios cubren el costo exacto de la mitigación, la producción es la misma (pero no mayor) que la obtenida en el caso sin regulación.

La Figura 14-2A muestra los costos marginales en el corto plazo (CM) y los costos promedio (CP) para una empresa representativa sin mitigación, así como las curvas correspondientes con mitigación inducida por subsidios, cargas o emisiones reguladas. Con la construcción del subsidio escogido, las curvas CM y CP son idénticas con el subsidio y sin regulación<sup>2</sup>. El impuesto ocasiona el mayor aumento en CM y CP, mientras que la mitigación o las tasas de emisión reguladas conllevan unos CM y CP intermedios, porque la regulación afecta los costos de mitigación pero no los costos de la contaminación sin mitigar. Como se ilustra en la Figura 14-2A, los costos más altos de los impuestos —y, en menor grado, la regulación— crean un precio de mercado más elevado, que puede ejercer o no un efecto sobre la producción de la empresa en el corto plazo (hay un efecto, pero es pequeño). En el largo plazo, el precio reducirá la demanda. Además de la producción de la empresa, el número de empresas es endógeno, y el mayor precio de mercado causado por los costos de mitigación y los impuestos conducirán a su retirada de la industria. Una regulación de los factores de emisión no tendría un efecto total sobre la producción, incluso si las tasas individuales de emisión son óptimas. El subsidio,

**Recuadro 14-2. Costos marginales y promedio bajo distintos instrumentos**

Suponiendo las mismas funciones de costo lineales y separables del Recuadro 14-1 [costos totales  $(CT) = Pq - C(q) - c(\xi_0 q - e) - Te$ ], los costos totales para varios instrumentos serían:

sin regulación:  $CT_m = C(q)$

con impuestos:  $CT_T = C(q) + c(\xi_0 q - i) + Te$

con subsidios que cubren exactamente los costos de mitigación:  $CT_s = C(q) + c(\xi_0 q - e) + T(e - \xi_0 q) = C(q)$

Con regulación individual de la tasa de emisiones ( $\xi_R$ ):  $CT_r = C(q) + c(\xi_0 - \xi_R)q$

Tomando las derivadas con respecto a la producción ( $q$ ), observando que  $c = T$  arroja costos marginales (CM) bajo impuestos y subsidios, y dividiendo entre  $q$  obtenemos los costos promedio (CP), como sigue:

$$CM_m = CM_s = C'_q \qquad CP_m = CP_s = C(q)/q$$

$$CM_T = C'_q + c\xi_0 \qquad CP_T = C(q)/q + c\xi_0$$

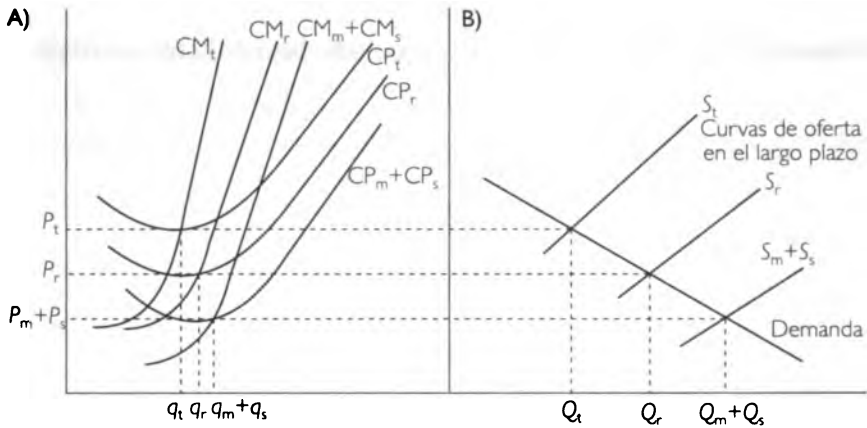
$$CM_r = C'_q + c(\xi_0 - \xi_R) \qquad CP_r = C(q)/q + c(\xi_0 - \xi_R)$$

por su lado, llevaría a una reducción de los precios, retardando la salida (y quizás fomentando el ingreso)<sup>3</sup>.

**Equilibrio general, impuestos y el doble dividendo<sup>4</sup>**

En años recientes se ha despertado un gran interés —quizás excesivo, en tanto que distrae de la tarea de gestionar el medio ambiente— en la llamada cuestión del doble dividendo. Aunque los impuestos son instrumentos óptimos en términos de eficiencia en la asignación y estructura de incentivos, a menudo son ferozmente resistidos por quienes deben pagarlos. Por esta razón, se propusieron las “reformas fiscales verdes”, donde los ingresos provenientes de la imposición ambiental se utilizarían para reducir otros impuestos (distorsionadores). Esta idea podría ser muy buena, pero algunos entusiastas se dejaron llevar por ella hasta sugerir que estas propuestas arrojarían dividendos dobles y hasta triples de mejoras ambientales y económicas (manifestadas como mayor empleo y crecimiento).

Para comprender estos asuntos de manera apropiada, se requiere de un conocimiento profundo de la teoría de la imposición; aquí solamente se delinean algunos de sus principios más básicos. Si un bien particular es gravado, su precio relativo aumentará y su consumo disminuirá. El patrón de elecciones del consumidor se verá entonces distorsio-



**Figura 14-2. Efectos de los subsidios y los impuestos**

A: costo en el corto plazo para las empresas. B: equilibrio de mercado para la industria en el largo plazo. Los costos marginales de mitigación son constantes, y el subsidio es igual a los costos de mitigación.

Notas:  $P$  = precio;  $CM$  = costo marginal;  $CP$  = costo promedio;  $q$  = producción de la empresa;  $Q$  = producción total;  $S$  = curva de la oferta o el costo marginal. Los subíndices  $s$ ,  $t$ ,  $r$  y  $m$  indican los subsidios, impuestos, tasas de emisión reguladas y "mercado" sin instrumentos, respectivamente.

nado. Esa distorsión da lugar a una pérdida en el excedente del consumidor o una carga excesiva por parte del impuesto, usualmente medida mediante los llamados triángulos de Harberger bajo la curva de la demanda. En ciertas condiciones, la *regla de la elasticidad inversa* afirma que solo los bienes con elasticidad inelástica deberían ser gravados, porque su consumo difícilmente se ve afectado y por tanto la distorsión mencionada es pequeña. Más precisamente, es el grado relativo de sustitución por ocio. Incluso si la curva de la demanda es vertical, un impuesto al producto podría reducir la oferta laboral al aumentar los precios de los productos y reducir los retornos reales.

La regla de la elasticidad inversa se aplica literalmente solo en modelos simples. El sistema fiscal debe tomar en cuenta muchos factores; uno de los más importantes es los efectos sobre la distribución del ingreso. Como la demanda de perfume, joyas y otros bienes de lujo es bastante inelástica, podría no ser eficaz gravarlos; sin embargo, son consumidos por individuos pudientes, y por lo tanto puede haber razones de equidad para hacerlo. En la práctica, es difícil encontrar bienes con demanda inelástica; un ejemplo son los alimentos (especialmente entre grupos de bajos ingresos), pero gravar los alimentos más que otros bienes es inaceptable desde el punto de vista ético, distributivo y político. Además, cobrar impuestos diferenciados por los bienes conlleva muchos problemas de administración práctica, búsqueda de rentas y distribución del ingreso. Así, la regla de elasticidad inversa no es siempre una política muy práctica.

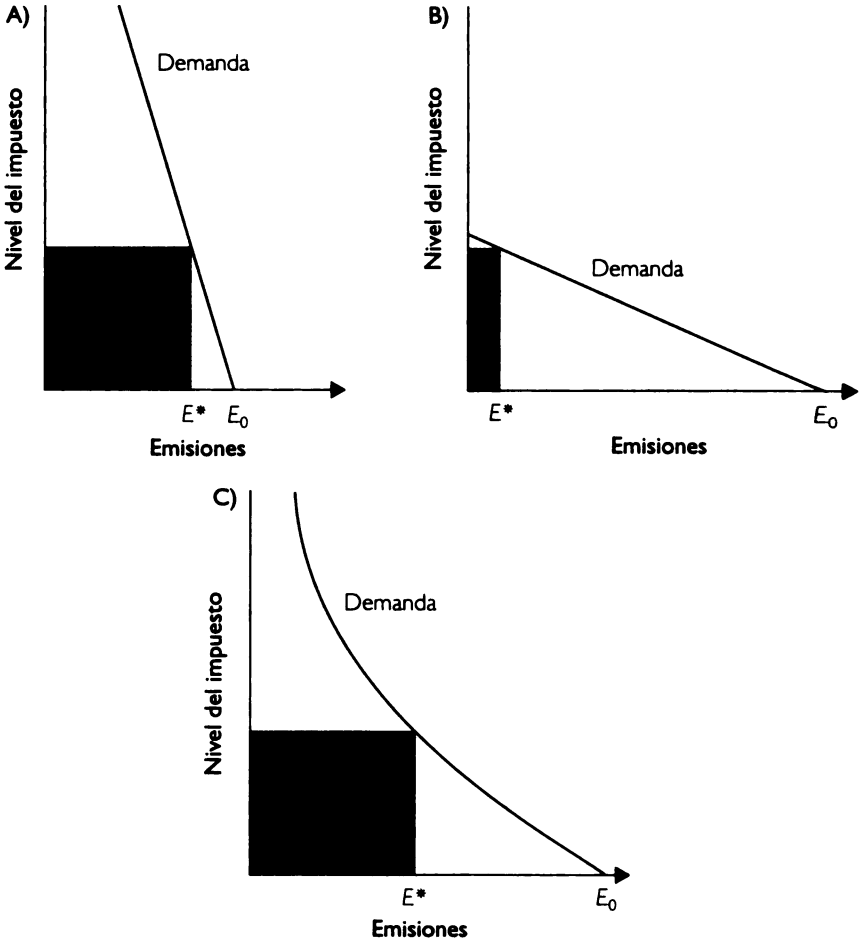
Un "bien" especial es el trabajo mismo, y el impuesto sobre la renta es de uso común. En modelos simplificados (sin sector extranjero, ahorros, etc.), gravar el ingreso y gravar todos los bienes de consumo (impuesto al valor agregado) son equivalentes. Uno podría pensar que este enfoque evita las distorsiones pero no es así, porque puede distorsionar

la asignación de tiempo entre trabajo y ocio. Con impuestos elevados, los incentivos para trabajar disminuyen, y la gente puede escoger niveles (excesivos) de ocio (o trabajo fuera del mercado). Hay una fuerte contradicción entre desear impuestos elevados y progresivos para alcanzar metas relacionadas con la distribución del ingreso, la equidad, la provisión de bienes públicos y la lucha contra la pobreza, por un lado, y los efectos desincentivadores que dichos impuestos pueden tener para los sectores de altos ingresos, por el otro.

Por lo común se discuten algunas “reglas” adicionales sobre los impuestos. Una es gravar factores o bienes que no son fácilmente movibles (para evitar la evasión); ejemplos de esto son los impuestos territoriales y forestales y, hasta cierto punto, los impuestos sobre la propiedad (aunque el tamaño de la casa también puede responder [p. 173] en el largo plazo). Otra concierne el tratamiento de los bienes intermedios. No suele ser deseable gravar los bienes intermedios porque algunos insumos se gravan dos veces. Consideremos un mercado para la calefacción de hogares, que puede ser satisfecho utilizando petróleo o electricidad. Si ambos son gravados mediante un impuesto uniforme al consumo y el petróleo utilizado para producir electricidad también es gravado, el hogar que compra esta electricidad será gravado dos veces, distorsionando la elección entre ambas fuentes de energía. En la práctica, puede ser difícil tener distintos niveles de impuestos para bienes que pueden ser consumidos de manera directa o utilizados como insumos (ver la discusión sobre los impuestos al diesel en el Capítulo 20).

El argumento simple del doble dividendo es incorrecto en el sentido de que si el beneficio ambiental (es decir, el primer dividendo) es ignorado, entonces una estructura de impuestos óptima no se puede mejorar reduciendo una de las tasas —por ejemplo, la tasa sobre los salarios— e imponiendo un impuesto suplemental (es decir, más allá de los motivados por externalidades u otras fallas de mercado) que conseguirá la misma recaudación adicional (Bovenberg y Goulder 1996). Primero, es iluso pensar que el impuesto ambiental no es un impuesto sobre el trabajo; de hecho sí es un impuesto sobre los salarios porque las personas utilizan sus salarios para pagar por cualquiera que sea el bien que causa la perturbación ambiental (como la gasolina, por ejemplo) y así, al ignorar la externalidad, es un impuesto ineficiente sobre el trabajo. La ineficiencia ocasionada por la pérdida de excedente del consumidor debida a una distorsión no óptima de la canasta de consumo hace que el impuesto sea en efecto mayor en términos de bienestar que el impuesto al trabajo que se supone iba a remplazar. Así, se da una pérdida directa de bienestar en lugar de una ganancia. Para agravar el asunto, la disminución en el salario real efectivo genera efectos secundarios, que a menudo se supone reducen la oferta laboral<sup>5</sup>. Más aún, el beneficio ambiental (en oposición a la pérdida en excedente privado del consumidor) es un tipo de bien público y, por tanto, considerando el costo de los fondos públicos, su provisión sería menor en un segundo óptimo que en un primer óptimo.

Es por consiguiente incorrecto afirmar que un impuesto ambiental sería bueno incluso de no haber problema ambiental. Esta respuesta ha sido utilizada como el último bastión en la defensa de propuestas de impuestos ambientales donde es científicamente difícil medir con exactitud el valor de los beneficios ecológicos o sobre la salud. Las interacciones entre el impuesto ambiental e impuestos preexistentes pueden ir en contra de la intuición. Así, la ventaja de los dividendos del impuesto ambiental no son mayores en economías con niveles



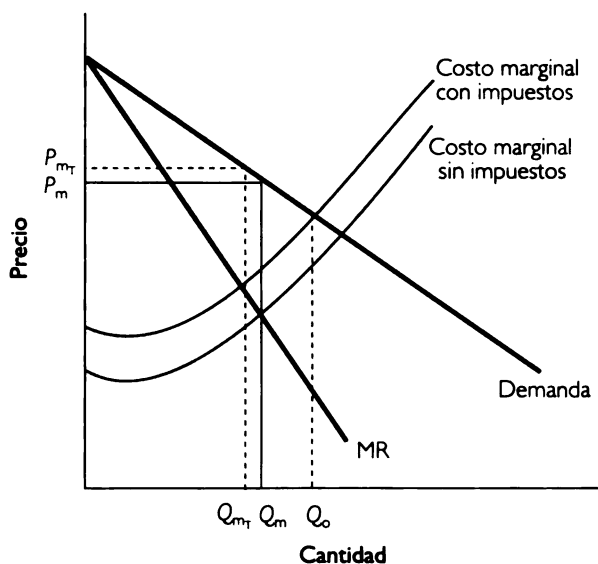
**Figura 14-3. Los impuestos ambientales como base impositiva**

A: demanda empinada, poco efecto sobre las emisiones, base impositiva grande. B: demanda plana, gran efecto sobre las emisiones, base impositiva pequeña; C: demanda no lineal, gran efecto sobre las emisiones, base impositiva grande.

Notas:  $E_0$  = nivel original de emisiones;  $E^*$  = nivel óptimo de emisiones.

preexistentes elevados de impuesto (marginal) sobre el trabajo; más bien, el alto grado de distorsión resulta en costos mayores para los fondos públicos y en más pérdidas de bienestar.

Este ataque contra el doble dividendo olvida, sin embargo, abordar la externalidad ambiental. Si se enfrenta mediante regulaciones, entonces hasta estas regulaciones ambientales tendrán efectos de interacción entre impuestos; si los impuestos al trabajo son elevados, entonces las regulaciones ambientales que distorsionan las opciones de consumo conducirán a una pérdida importante de bienestar y tendrán un costo social significativo por las reducciones en la oferta laboral. Tomar en cuenta este efecto cambia un tanto nuestra percepción. La comparación relevante no es solamente entre un impuesto



**Figura 14-4. Impuestos ambientales y monopolio**

Notas:  $P_m$  = precio de monopolio;  $P_{mT}$  = precio de monopolio si el impuesto pigouviano se aplica (erróneamente); MR = recaudación marginal;  $Q_{mT}$  = cantidad vendida bajo monopolio con impuesto;  $Q_m$  = cantidad vendida bajo monopolio;  $Q_o$  = cantidad óptima.

ambiental y uno general, porque este último deja irresuelto el problema ambiental; en su lugar, un impuesto ambiental debe ser comparado con una combinación de impuesto general y regulación ambiental. En esta comparación, la recaudación por el impuesto ambiental es un factor positivo en lugar de negativo.

Un impuesto ambiental óptimo opera a través de cinco efectos (Goulder et ál. 1999):

- el *efecto de mitigación*, que es evidente en sí mismo;
- el *efecto de sustitución de insumos*, que se refiere a la sustitución de insumos “más limpios” en lugar de los “más sucios” en la producción;
- el *efecto de sustitución de la producción* (discutido anteriormente);
- un *efecto de reciclaje de ingresos*, que es un efecto positivo del impuesto ambiental que confirma lo que muchos quieren decir con doble dividendo (es decir, si hay un costo para los fondos públicos, entonces un instrumento que recaude dichos fondos debe tener una ventaja por este hecho); y
- un *efecto de interacción entre impuestos*, relacionado con la pérdida de excedente del consumidor y salarios reales debidos a la distorsión de la canasta de consumo (o insumos) preferida y que reduce la oferta laboral y la recaudación de los impuestos, lo cual conduce a más pérdidas.

Entre los dos últimos efectos relacionados, el efecto de interacción entre impuestos puede dominar sobre el efecto de reciclaje de ingresos, pero la regulación y otros instrumentos tam-

bién ocasionan interacciones entre los impuestos. Para las regulaciones de comando y control, el efecto de interacción entre impuestos es una pérdida de bienestar, aunque pequeña porque el precio del bien contaminante no aumenta tanto como con los impuestos. En general, las políticas de comando y control conducen a costos primarios de eficiencia más altos y costos de segundo óptimo más elevados que otros tipos de política, porque el efecto de sustitución de la producción no se utiliza a plenitud y la suma de los costos de reciclaje de ingresos e interacción entre impuestos resulta mayor (Goulder et ál. 1999).

La asignación previa de fondos también se debe discutir en este contexto. Si los impuestos ambientales se asignan previamente para su utilización en un fondo ambiental entonces, aparentemente, se pierde parte del efecto de reciclaje del ingreso (a menos que estos fondos sean el mejor uso de los fondos recaudados en esa situación particular). La interacción negativa entre impuestos podría, por razones relacionadas, empeorar.

Una meta práctica de la utilización de impuestos ambientales es la búsqueda de una base impositiva estable, conocida a veces como *meta de recaudación*. Aquí es clara la contradicción entre metas: cuando la mitigación es fácil, las emisiones contaminantes pueden bajar a cero y así desaparecer la base impositiva (ver Figura 14-3B). Si la proyección de ingresos por este impuesto se hubiera utilizado para disminuir otros impuestos, habría un déficit para la hacienda pública. Como cambiar el sistema fiscal es perjudicial y caro en sí mismo, es probable que no sea óptimo aplicar impuestos (en lugar de cargas) a los problemas ambientales que pueden ser mitigados. Las cargas administrativas o la simple información y persuasión (porque se asume que los costos de mitigación son pequeños) pueden ser instrumentos más apropiados.

Por otro lado, cuando la demanda por el bien contaminante es inelástica, la base impositiva es potencialmente estable (pero hay poca reducción de la contaminación; ver Figura 14-3A). En este caso, la mitigación es difícil y un impuesto ambiental podría aparentar ser una política fallida. Sin embargo, como la curva de demanda es empinada, cualquier otra política también enfrentaría dificultades para lograr una mitigación significativa. Por lo menos el impuesto provee un incentivo continuo para la innovación, así como para los efectos de sustitución de la producción y reciclaje de ingresos. Al parecer, algunos contaminantes pertenecen a una categoría intermedia (ver Figura 14-3C), donde el instrumento fiscal funciona bien: primero, ofrece incentivos para la mitigación reduciendo la demanda; luego, a medida que la demanda se torna más inelástica, provee una base impositiva estable, cuya recaudación se puede reciclar o utilizar con otros propósitos.

## La adaptación a las condiciones de mercado

Hasta este punto, la discusión de los instrumentos de política ambiental ha supuesto una competencia perfecta, pero tal descripción de la estructura del mercado no es exacta en muchos mercados, particularmente en el caso de los países en desarrollo. Los problemas del diseño de políticas en condiciones de competencia imperfecta fueron reportados hace más de tres décadas, cuando se demostró que la carga óptima para una externalidad producida por un monopolio debería ser menor que el nivel piguviano estándar.



La razón para este efecto sobre los impuestos óptimos es la existencia de dos imperfecciones: el monopolio (u oligopolio o cartel) que tiende a indicar que la producción óptima es mayor a la observada, y las externalidades negativas que empujan en la dirección opuesta (ver Figura 14-4)<sup>6</sup>. El monopolio produce  $Q_m$  al precio de monopolio  $P_m$ , y el óptimo social sería una producción de  $Q_o$ . Si el impuesto se establece según la regla piguviana (igual a la suma de los daños marginales), entonces el monopolio reduciría la producción (que ya es demasiado baja) aún más, hasta un nivel de  $Q_m$ , en lugar de aumentarla.

Se puede calcular una carga de segundo óptimo (como  $T_m = D'(e^*) - (P/|\epsilon|)q'_e$ , donde  $|\epsilon|$  es el valor absoluto de la elasticidad de la demanda), pero esto no siempre es factible o incluso deseable. En el caso ilustrado en la Figura 14-4, el impuesto de segundo óptimo sería muy negativo. También podríamos proponer una combinación de instrumentos: un subsidio para aumentar la oferta (para superar el efecto de “monopolio”) y un impuesto sobre las emisiones (para superar el problema de la externalidad). En general, este enfoque tampoco sería practicable. Subsidiar monopolios no es atractivo. Según la forma en la cual se suele plantear el problema, los formuladores de política ambiental están por implementar las cargas cuando se dan cuenta de que el contaminador es un monopolio. Esto presenta la duda de por qué dichos formuladores no abordan el problema de la existencia del monopolio mismo (p. ej., mediante la liberalización). Cuando los monopolios no se pueden evitar (como en algunos sectores de las economías pequeñas), la liberalización comercial es la única alternativa viable. Sin embargo, esto puede ser difícil en la presencia de barreras comerciales o costos elevados de transporte. En muchos países, parece que los monopolios clásicos están perdiendo importancia como resultado de la globalización<sup>7</sup>.

Cuando no se pueden liberalizar o desarticular, los reguladores deben escoger entre la ineficiencia causada por cargar un monopolio y la ineficiencia causada por la externalidad, especialmente cuando muchas industrias diferentes producen la misma externalidad ambiental (p. ej., las emisiones de carbono o azufre). Si el impuesto funciona bien en las industrias competitivas, parece poco probable que los formuladores de políticas quieran reducir el impuesto por sus posibles efectos perversos en una industria oligopólica. La importancia relativa de estas dos ineficiencias depende de la importancia relativa de los efectos de mitigación y de sustitución de la producción. Sin embargo, el impuesto ofrecería incentivos para una tecnología más limpia. Por último, se pueden utilizar paquetes de políticas con instrumentos combinados. En un contexto de información imperfecta y posibilidades de riesgo moral y selección adversa, la política ambiental óptima podría ser una combinación de impuesto a las emisiones, un subsidio por unidad de producción, y un impuesto de monto fijo sobre las ganancias (Laffont 1994a, 1994b).

La mayoría de las industrias no pertenecen a ninguno de los tipos ideales (monopolio o “competencia perfecta”), sino que operan en mercados intermedios con algún grado de competencia imperfecta. En los duopolios y otras estructuras de mercado, es natural encuadrar el análisis en un marco de teoría de juegos. Podemos esperar que los resultados estén a medio camino entre el monopolio y la competencia, pero hay varios casos complejos posibles. También pueden surgir complicaciones, sobre todo si las industrias

toman decisiones separadas sobre la tecnología y la operación (p. ej., Katsoulacos y Xepapadeas 1995, Simpson 1995, Ebert y von dem Hagen 1998, Carlsson 1999, 2000).

Además, deben considerarse aspectos adicionales como los relacionados con la distribución de las obligaciones, los costos de transacción, la economía política de la toma de decisiones y el poder de los contaminadores. Una observación elemental es que diseñar instrumentos complejos como las leyes fiscales que deben ser aproba-

das por un cuerpo legislativo puede ser costoso si los reguladores solo quieren regular una empresa (o varias empresas). En esos casos, las negociaciones directas son quizás más apropiadas. Este enfoque parece haber sido confirmado por la eliminación gradual de gasolina con plomo en El Salvador, un país pequeño con una sola refinería (ver Capítulo 22).

Otra consideración importante al escoger un instrumento en situaciones de competencia limitada consiste en evitar los instrumentos que podrían ser utilizados (o abusados) por las compañías para aumentar su poder de mercado, establecer acuerdos en colusión o impedir nuevos ingresos. Varios instrumentos transmiten estos riesgos: los subsidios para la mitigación, los acuerdos voluntarios, la creación de derechos de propiedad (como en los permisos asignados con criterios históricos, a menos que el regulador diseñe el instrumento específicamente para tomar en cuenta los nuevos ingresos), y estándares (en particular si los estándares para plantas nuevas y viejas varían considerablemente).

## Notas

1. El que otros agentes blanqueadores (como el ozono) puedan causar problemas está más allá del ámbito de esta discusión. En principio, los precios y los mercados de papel se verían afectados si los procesos nuevos fueran más caros que el proceso de cloración, pero este efecto sería muy pequeño.

2. Dada la definición de subsidio utilizada y el costo marginal constante de la mitigación, las implicaciones aquí no son las mismas que en el caso presentado en el Recuadro 9-1 (ver el Capítulo 9 o Baumol y Oates 1988).

3. Cualquier subsidio bajará los precios promedio más que los impuestos. El subsidio generoso analizado por Baumol y Oates en 1988 los reduce aún más que en el caso sin regular y pueden tener un efecto perverso: que la contaminación total aumente debido al subsidio. La carga piguviana provee el incentivo para el número de empresas correcto para la sociedad en el largo plazo (Spulber 1985). De manera simplificada, para  $n$  empresas idénticas y óptimas, el bienestar se puede describir como  $W = nPq - nc(q, a) - D[ne(q, a)] - nC_f$ , donde  $C_f$  es el costo fijo de ingreso.

Otros instrumentos se pueden analizar de manera análoga. La asignación de permisos basada en la producción o los pagos reembolsables por emisiones conducirán a resultados similares a los de

## Lectura adicional

Bovenberg y Goulder 1996

Carlsson 2000

Mayeres y Proost 2001

Mirrlees 1971

Myles 1995 (Capítulos 4 y 5)

Parry y Robertson 1999

Repetto et al. 1992

Xepapadeas 1997

las tasas reguladas de emisión: el costo marginal será cercano a  $CM_T$  y el costo promedio cercano a  $CP$ . El precio en el largo plazo será cercano a  $P$ , reflejando la pérdida de parte del efecto sobre la producción causado por el impuesto.

4. Muchas gracias a Ian Parry por sus comentarios sobre esta sección.

5. Si reducir la externalidad misma (p. ej., la congestión vehicular camino al trabajo) es complementario a la oferta laboral, entonces los efectos sobre dicha oferta pueden ser positivos en lugar de negativos (Parry y Bento 2001).

6. En un rango amplio de modelos de extracción de recursos naturales, esta regla intuitiva no aplica (Brown 2000). Al determinar el *stock* óptimo, los precios no forman parte de la ecuación. El *stock* está determinado solamente por su tasa intrínseca de crecimiento y por la tasa de descuento; la estructura del mercado no tiene ningún efecto sobre el *stock* óptimo.

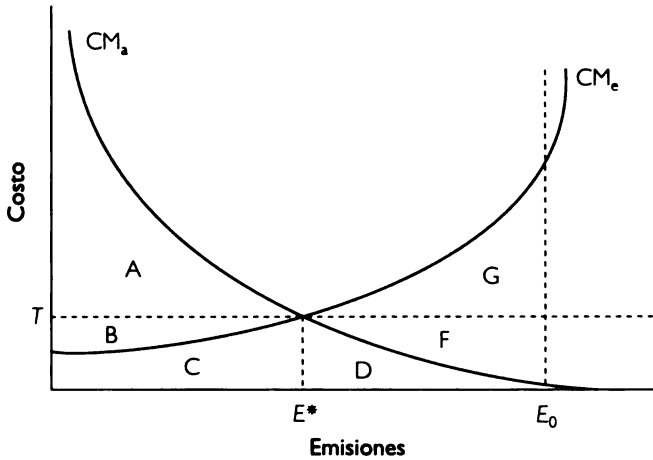
7. Por otro lado, están emergiendo nuevas empresas con un poder de mercado considerable, pero no necesariamente logran sus ganancias reduciendo la producción y aumentando los precios, como lo demuestra Microsoft. Además, los instrumentos de política ambiental se pueden diseñar para apresurar el proceso de desregulación. Al gravar las emisiones en lugar de los productos, la competencia por las importaciones se ve fortalecida.

# *La distribución de los costos*

**L**OS INSTRUMENTOS DE POLÍTICA AMBIENTAL no solo ocasionan distintos efectos de asignación sino que también imponen diferentes responsabilidades financieras sobre los contaminadores, las víctimas y la sociedad. La distribución de los costos es distinta y ligada a conceptos de derechos (ver Capítulos 5 y 10) y a la política involucrada en la formulación de políticas. En este capítulo, nos concentraremos en dos tipos de distribución de los costos —entre contaminadores, víctimas y sociedad, y entre los contaminadores mismos— y luego abordaremos los efectos sobre la distribución del ingreso en general.

Consideremos primero a las víctimas de la contaminación. La perspectiva coasiana enfatiza que las partes deben negociar con una intervención mínima del estado (ver Capítulo 5). La magnitud de los daños depende de muchas variables, incluyendo el número de víctimas y, en cierto sentido, un contaminador se podría ver “inundado” de “víctimas” que eligen ubicarse cerca de la fuente de contaminación (que suele ser también una fuente de empleo). Una compañía puede haber construido una planta con pocas externalidades si se las mide convencionalmente, pero cuando la gente se muda a la zona los efectos externos se incrementan. Si las cargas ambientales se basan en el valor total de dichas externalidades, se podría argumentar que las víctimas le imponen una externalidad al contaminador. Sin embargo, en la práctica las negociaciones con un gran número de víctimas no son eficaces. Una excepción son las demandas relacionadas con la salud en contra de compañías tabacaleras de Estados Unidos, pero el número de agentes no fue tan grande como el número de fumadores, porque los estados fueron los demandantes. En este tipo de contexto puede ser razonable asumir que las víctimas son representadas por la sociedad (ver Capítulo 18), brindando una justificación para la formulación general de políticas en favor de las víctimas.

Varios factores influyen en la elección de instrumento por parte de los reguladores. El enfoque radica típicamente en la eficiencia, y no se presta suficiente atención a los aspectos distributivos y de política económica. Los distintos instrumentos pueden conducir a diferencias significativas en la distribución de costos y por tanto en el apoyo o la



**Figura 15-1. Costos ambientales y de mitigación asociados con una reducción de las emisiones**

Notas:  $CM_m$  = costo marginal de mitigación;  $CM_e$  = costo marginal del daño causado por las emisiones;  $E^*$  = nivel óptimo de emisiones;  $E_0$  = nivel original de emisiones;  $T$  = nivel pigouviano de impuestos; A-G = áreas que representan diferentes componentes de costo discutidos en el texto.

oposición que generan las políticas propuestas. La eficiencia se refiere al costo total de mitigación, que es la variable relevante en el análisis agregado del bienestar, pero a menudo las pequeñas diferencias en la distribución de los costos pueden ser más sensibles desde el punto de vista político que las diferencias grandes en el costo total. Los gerentes de las grandes empresas son juzgados por y se ocupan principalmente de su desempeño relativo frente a los competidores o el promedio del mercado. Este desempeño relativo es una medida importante de su éxito. Así, el contaminador típico podría preocuparse por dos aspectos distintos de la distribución de los costos: su impacto en la industria como un todo y (lo que suele ser más importante) su impacto relativo, es decir, comparado con sus competidores. Con los instrumentos de mercado (IM), las empresas con los costos marginales de mitigación más bajos suelen mitigar más y terminan cargando con un costo de mitigación total más alto. Como el nivel de mitigación es elegido voluntariamente por la empresa, estos costos deben ser más que compensados por pagos adicionales (la diferencia en impuestos o la compra de permisos) involucrados en un IM.

## Distribución de costos y derechos entre los contaminadores y la sociedad

La distribución de los costos y beneficios de los instrumentos entre el agregado de contaminadores y el agregado de víctimas y sociedad se puede discutir con ayuda de una ilustración simple (Figura 15-1). El regulador quiere reducir las emisiones agregadas de un nivel inicial  $E_0$  a un nivel socialmente óptimo de  $E^*$ , donde el costo marginal de

**Cuadro 15-1. Distribución de los costos con distintos instrumentos y derechos ambientales**

Instrumento	Derechos de propiedad del ambiente				
	Contaminador (absoluto)		Contaminador (relativo)	Mezcla	Víctima (principio de quien contamina paga)
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
<i>Distribución de costos y beneficios</i>					
Beneficio ambiental	D + F + G	D + F + G	D + F + G	D + F + G	D + F + G
Costos del contaminador	F	0	-D	-(C + D)	-(B + C + D)
Costos de la sociedad	-(D + F)	-D	0	C	B + C
<i>Tipo de instrumento</i>					
Tipo cantidad	Limpieza pública		CYC, AV, PET (gratuitos)	PET parcialmente subastados	PET subastados
Mezcla			Híbridos	Híbridos (p. ej., PET + impuestos)	Híbridos
Tipo precio	Subsidios		PRE, impuesto-subsidio	PRE parciales	Impuestos, EDR

*Notas:* CYC = política de comando y control; AV = acuerdo voluntario; PET = permisos de emisión transables; PRE = permisos reembolsables de emisión; EDR = esquema de depósito reembolso. Las letras sueltas se refieren a las áreas en la Figura 15-1.

mitigación (CM) es igual al costo marginal del daño al medio ambiente (CM). El beneficio derivado de la mejora en el ambiente por la reducción de las emisiones equivale a la suma de las áreas D (que también representa los costos de mitigación), F y G. La ganancia neta para la sociedad es siempre  $F + G$ , pero la distribución de los costos entre varias partes varía con los diferentes instrumentos. El área C es el costo de la contaminación sin mitigar;  $B + C$  es el impuesto pigouviano clásico o la renta por escasez, y B es una transferencia financiera de los contaminadores a la sociedad cuando se utilizan impuestos o permisos de emisión negociables (PEN) subastados a manera de instrumentos. De modo similar,  $D + F$  sería el monto del subsidio si el estado le pagara un subsidio fijo T al contaminador por cada unidad de mitigación. Solamente el área D corresponde a los costos, mientras que el área F es una transferencia financiera de la sociedad a los contaminadores si se paga un subsidio fijo por unidad de mitigación. Sin embargo, a menudo los subsidios se diseñan para cubrir solo D o una parte de D. Las transferencias B y F son la consecuencia de utilizar un solo precio de mercado en el medio ambiente, aun si los

costos marginales no son constantes. La Figura 15-1 también se puede interpretar para cubrir a los usuarios de los recursos del ecosistemas, como el agua o el aire, e incluso de recursos utilizados conjuntamente, como los *stock* de peces.

Dependiendo de la elección de instrumento, los distintos costos ilustrados en la Figura 15-1 se distribuyen de modo diferente entre los contaminadores y las víctimas del daño ambiental. La parte superior del Cuadro 15-1 muestra las diferentes distribuciones de los costos y beneficios que arrojan la misma mitigación, es decir, llevan el nivel de emisiones de un  $E_0$  inicial a un  $E^*$  óptimo. El beneficio ambiental es el mismo para todas las columnas. Los costos (o el pago) para los contaminadores y la sociedad incluyen los costos de mitigación física, así como los pagos de impuestos o subsidios. En aras de la simplicidad, la *sociedad* representa a las víctimas de la contaminación (en un análisis más completo, podríamos distinguir entre situaciones en las cuales algunas víctimas de la contaminación se ven compensadas y otras no). La mitad inferior del Cuadro 15-1 presenta los instrumentos más adecuados para cada definición de propiedad ambiental.

Que sea el contaminador o la sociedad quien cargue con los costos de la contaminación es una pregunta con aspectos de eficiencia, bienestar y ética. En el espíritu de Coase (1960), el asunto se puede abordar como un problema de cómo definir los derechos de propiedad sobre el medio ambiente. Las columnas del Cuadro 15-1 se refieren a distintas maneras de distribuir la carga del costo entre el contaminador y la víctima (esto es, correspondiente a un conjunto de conceptos equivalentes de los derechos de propiedad). Cuando el contaminador goza de derechos absolutos y exclusivos sobre el medio ambiente, la víctima (o la sociedad) que quiera un ambiente limpio tendrá que pagar por él, ya sea a través de los subsidios para la mitigación (si se elige un instrumento tipo precio) o a través de una limpieza financiada con fondos públicos (si se elige un instrumento tipo cantidad), como la recolección municipal de la basura. En la Columna 1, se pagan subsidios por cada unidad de contaminación mitigada. Así, la sociedad paga el subsidio “extra” (F), y en este caso el contaminador no paga sino más bien gana dinero. En la Columna 2, los subsidios para la mitigación solo cubren los costos reales de mitigación (D; en la práctica, podría ser solamente una parte de D, p. ej., cuando los créditos para inversiones en mitigación son parcialmente subsidiados por tasas bajas de interés).

La Columna 5 del Cuadro 15-1 representa la interpretación de mayor alcance del principio de que el contaminador paga. Los derechos de propiedad pertenecen a la sociedad (quizás en representación de las víctimas de la contaminación), y los contaminadores deben pagar el equivalente del precio de mercado por el derecho de acceder a los “servicios ambientales”. El instrumento tipo precio que refleja este tipo de propiedad sería un impuesto convencional (piguviano), y el instrumento tipo cantidad sería un esquema de PET subastables.

En la Columna 3, el contaminador tiene derechos intermedios y limitados: puede utilizar libremente el medio ambiente o recurso pero lo debe mantener en alguna condición aceptable. El contaminador paga por algún nivel razonable de mitigación (D) pero no por la contaminación generada en ese nivel. Esta distribución de los costos puede estar basada en la ley (el contaminador o usuario del recurso posee los derechos), o puede ser un reconocimiento del peso relativo de las distintas partes involucradas. En cualquier caso, los reguladores tienen la opción de elegir entre la regulación ordinaria

(estándares de diseño o desempeño), acuerdos voluntarios (AV), un esquema de PET donde los permisos se asignan gratuitamente, un esquema de impuesto-subsidio, o uno de pago reembolsable por emisiones (PRE). También son posibles los instrumentos intermedios (p. ej., PET con pago reembolsable por contaminación excesiva).

La Columna 4 representa un concepto intermedio de propiedad y comparte la carga del costo entre el contaminador y la víctima. En esta interpretación de los derechos de propiedad, los contaminadores pagan los costos de contaminación mitigada y sin mitigar, pero no la transferencia financiera “extra” (área B) asociada con un precio de mercado único de los servicios ambientales. Esto podría ser abordado con un esquema PET en el cual los permisos son asignados con criterios históricos o *grandfathered* hasta cierto nivel de emisiones totales y subastados a partir de allí, o bien, los permisos podrían ser asignados con criterios históricos pero acarrear un impuesto o carga. Este abordaje se ha utilizado en Estados Unidos para asignar permisos para clorofluorocarbonos y halones, que fueron gravados por el Congreso estadounidense cuando se estableció que este programa conferiría grandes beneficios monetarios a quienes recibieran los permisos (Tietenberg 1995; ver también el Capítulo 24). De modo similar, los pagos por emisiones podrían ser parcialmente reembolsados y, por ejemplo, se apartaría una parte de lo recaudado para pagar los costos de contaminación sin mitigar. Este esquema se parece a algunos de los sistemas de cuotas utilizados en las economías antiguamente planificadas y los países en desarrollo, donde se pagan cuotas solo si se superan ciertos niveles y estas se depositan en varios fondos ambientales con distinta envergadura y mandato (regional u otro; ver Capítulo 25).

Un esquema de PET podría asignar los permisos a contaminadores actuales (en proporción a su producción) o históricos. La asignación basada en producción se acerca más a los derechos de propiedad implicados por el PRE. Una interpretación de los derechos es que pertenecen a la sociedad pero que el contaminador se gana esos derechos al producir algo útil o deseable para la sociedad. Los derechos asignados con criterios históricos corresponden mejor a un concepto de derechos clásico de “apropiación previa”, porque le son entregados a los contaminadores que los tenían en el pasado. Para los contaminadores, los PRE son preferibles a un impuesto o carga. El sistema exacto de asignación de PET (subastado, asignado con criterios históricos o con base en la producción actual), así como los detalles de implementación de los mecanismos —como la escogencia de líneas base y años de inicio— hacen una gran diferencia para las empresas involucradas, y estos aspectos suelen dominar la atención práctica.

Es común discutir la escogencia de instrumento como si la elección principal fuese entre permisos gratuitos e impuestos. Así, el aspecto distributivo se puede mezclar con la elección entre instrumentos tipo precio y cantidad. El punto del Cuadro 15-1 es mostrar que independientemente de quién posee los derechos de propiedad y quién debe cargar con determinada parte de los costos, hay un gran número de opciones de ambos tipos de instrumento. Otros instrumentos también se relacionan con el material presentado en el Cuadro 15-1. Los sistemas de depósito-reembolso se ubican junto a los impuestos en la Columna 5. Los AV se listan en la Columna 3, pero también aplican en la Columna 2, porque la empresa solo tiene que pagar los costos parciales de la mitigación. La responsabilidad es más compleja porque introduce la probabilidad de daño (y detección).



Sin embargo, la responsabilidad estricta aparece más cercana al concepto de derechos de la Columna 5, mientras que la responsabilidad por negligencia corresponde al concepto más intermedio de derechos en las Columnas 3 y 4. Los instrumentos y el etiquetado informales no tienen una posición tan clara, pero serían más aplicables con conceptos de derechos intermedios y en definitiva no calzan (como instrumento único) con el principio de que el contaminador paga de la Columna 5.

## Asignación de derechos

Cuando se usa un sistema de permisos, los decisores deben establecer de qué manera asignarlos. Para los PRE, el problema correspondiente es cómo rembolsar las cargas. Como los permisos tienen un valor considerable, gran parte de la atención se concentra en su asignación. En 1999, en el proceso de asignación de los permisos de emisión de óxido de nitrógeno durante el verano en 22 estados de la costa este, el valor total estimado de los permisos fue de US\$1 a 2 billones. Las ganancias en eficiencia que tienden a ser el objeto principal de la economía pueden ser mayores en términos absolutos, pero su incidencia se extiende entre muchos productores y consumidores durante un largo período de tiempo, y así resultan “invisibles” en gran medida. Sin embargo, los valores de los permisos se distribuirán entre un número pequeño de empresas y son altamente visibles. Así, tienden inevitablemente a atraer la mayoría de la atención.

Los “derechos” de contaminación (explícitos para los permisos, implícitos para los reembolsos) se pueden asignar de varias maneras. Primero, se debe decidir qué tan grandes son estos derechos: ¿cubren toda la “renta” ambiental (B + C en la Figura 15-1), parte de la misma o más (correspondiente a las áreas D y F)? Los permisos subastados y los impuestos parten de la noción de que la sociedad, representada por el gobierno, posee los derechos originales. Este método tiene varias propiedades positivas, pero tiende a ser resistido por los contaminadores, especialmente en casos de congestión, donde los contaminadores o usuarios del recurso (p. ej. conductores o pescadores) son (casi) idénticos a las víctimas. Aunque en el caso de la congestión la asignación se puede resolver de manera óptima a través de los permisos subastados, los agentes están peor sin un impuesto o permisos subastados que sin política alguna; hay más renta disponible para la sociedad, pero el gobierno se apropia de ella, sin dejar nada para los agentes a quienes se suponía debía beneficiar.

Al diseñar el principio de asignación se deben tomar en cuenta dos elecciones básicas: si utilizar variables actuales o históricas, y si basar la asignación de derechos (o reembolsos) en la producción, las emisiones, o alguna otra variable. Para aumentar la eficiencia en el largo plazo (con respecto a efectos de producción e ingreso), las empresas contaminantes deben incluir el costo de oportunidad de los derechos de contaminación en sus cálculos. Independientemente de cómo se asignen los derechos, la asignación debe percibirse como definitiva. La renegociación con respecto a las variables actuales no debe ser posible. La independencia de las variables actuales garantiza la ausencia de efectos perversos en las decisiones, y es una de las razones del éxito de los programas de permisos.

tos de tope y canje (*cap and trade*), aun si reduce la flexibilidad del sistema desde el punto de vista de los políticos y las agencias de protección ambiental.

La variable histórica más comúnmente utilizada como base para la asignación de permisos es el nivel de emisión o, para las políticas de recursos naturales, los niveles de extracción que se vincula bien con la doctrina legal de apropiación previa. Algunos ejemplos incluyen la asignación de permisos gratuitos y el esquema de impuesto-subsidio (propuesto en Pezzey 1992 y discutido en el Capítulo 9). Este último es instructivo porque los contaminadores pagan un impuesto sobre las emisiones excepto cuando se les brinda una línea base (relacionada con sus niveles históricos) a la cual tienen derecho; tienen que pagar solo por emisiones por encima de este nivel. Si sus emisiones están por debajo de la línea base, el instrumento se convierte en un subsidio.

Naturalmente, este principio es popular entre los contaminadores, pero una desventaja es que no promueve un comportamiento “proactivo”, y por lo tanto su uso es indeseable. De hecho, si todos los contaminadores supieran que los reguladores siempre van a asignar los permisos con criterios históricos, nunca tendrían un incentivo para solucionar problemas anticipando legislación y políticas futuras. Por el contrario, los contaminadores tendrían un incentivo poderoso para emitir tanto como sea posible para recibir una asignación de permisos considerable o una línea base “alta”. Si todas las empresas de una industria actuaran de esta manera, sería difícil encontrar tecnología limpia demostrada, y el desarrollo de tecnología limpia sería lento.

Este rasgo indeseable de las variables históricas puede ser parcialmente compensado estableciendo las líneas base años antes de la decisión, pero este método presenta otras desventajas prácticas: las mediciones pueden ser inexactas, los valores viejos tienden a considerarse caducos y los recién llegados serán sumamente críticos. Los recién llegados tienden a ser los más progresistas (en términos de eficiencia y medio ambiente) y un instrumento que apoye las industrias más viejas y contaminantes en detrimento de las más recientes es inapropiado, al menos en este aspecto.

En el contexto del calentamiento global, el concepto de apropiación previa está muy cuestionado por países con poblaciones grandes y niveles pequeños (aunque rápidamente crecientes) de contaminación, que se verían más favorecidos por una asignación per cápita o basada en las necesidades (lo cual también sería preferido por países de clima frío). Algunos han llegado a enfatizar las características de *stock* de los contaminantes y han argumentado en favor de una asignación per cápita de las emisiones totales (históricas, actuales y futuras), dejando poca asignación futura para las naciones industrializadas.

Cuando la capacidad de carga de un ecosistema varía rápida e impredeciblemente y se ve amenazada por una falla de mercado como el uso excesivo, los instrumentos de política ambiental deben alcanzar dos metas distintas: primero, deben ser eficientes, lo cual puede significar que hay una gran necesidad de derechos de propiedad permanentes y verificables (permisos o cuotas); segundo, los factores ecológicos requieren de cierto grado de flexibilidad. Un buen ejemplo de lo anterior se encuentra en el caso de las pesquerías. Los pescadores necesitan cuotas que son propiedad privada para planear su economía (p. ej., pedir préstamos). Al mismo tiempo, las dinámicas del *stock* de las pesquerías son tales que la pesca total permitida debe ser variada cada año. Esto se ha resuelto (como ya se ha mencionado) determinando las cuotas individuales transferibles en

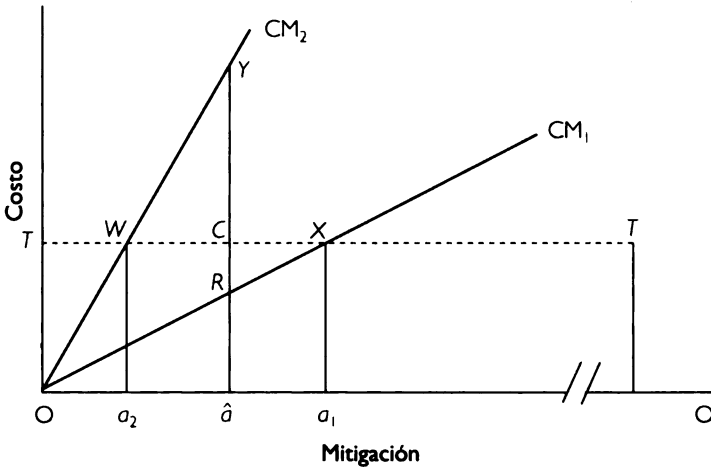
términos de participaciones en la pesca total. Los pescadores tienen porcentajes fijos (que pueden ser vendidos, heredados, o utilizados como colaterales), pero la pesca total puede ser establecida por un directorio de expertos con base en evaluaciones recientes del *stock* (ver Capítulo 28). Si el mundo tuviera que implementar una asignación completa de los permisos de emisión de carbono a la atmósfera para todo este siglo, sería prudente incluir un mecanismo similar: si más adelante se determinara que la magnitud de las emisiones por reducir estaba más que asignada, la sociedad enfrentaría la carga extremadamente costosa de comprar de vuelta los permisos asignados.

Para sortear la naturaleza un tanto arbitraria de una asignación basada en variables históricas, se pueden usar variables actuales. Las emisiones actuales no son una buena medida; sin embargo, dos formas naturales de asignar permisos son en proporción a un insumo clave (como el combustible) o a la producción, que equivale a regular las tasas de emisión en lugar de las emisiones totales (ver en el Capítulo 22 el programa estadounidense de derechos al plomo o los Capítulos 9 y 24 sobre la política sueca de reembolsar las cargas sobre  $\text{NO}_x$ )<sup>1</sup>. Una desventaja de estos enfoques es que proveen un “subsidio a la producción” de las empresas: si el reembolso o la asignación de permisos depende de una variable que las empresas pueden influenciar (como la producción), entonces se verán perversamente incentivadas a sobreproducir (para un monopolio con un tamaño de oferta subóptimo, un subsidio a la producción sería más apropiado). El enfoque ordinario de comando y control (p. ej., la mejor tecnología disponible) tiene propiedades similares.

## Incidencia de los costos entre contaminadores

Otra área importante donde la distribución de los costos puede ser relevante se encuentra en los contaminadores. Aunque la suma de los costos de mitigación de los contaminadores debería ser lo mismo con cualquier IM (al menos en un primer orden de magnitud; la “riqueza” y los efectos de entrada y salida o los efectos del comportamiento estratégico pueden ser distintos), la distribución de los pagos de transferencia entre los contaminadores suelen ser diferentes, dependiendo de la distribución de los permisos o el mecanismo de reembolso escogido. La distribución entre contaminadores es importante no solo por razones de equidad sino también porque afecta el apoyo político y la resistencia contra ciertos tipos de instrumentos.

La asignación de permisos con criterios históricos favorece las empresas que han sido grandes contaminadoras en el pasado y perjudica a las recién llegadas, que tienden a usar técnicas más modernas y eficientes. Los impuestos, permisos subastados y PRE son relativamente más favorables hacia empresas con tasas de emisión bajas, y es concebible que dichas empresas aprueben estos instrumentos a pesar de su costo, porque sus competidores enfrentan costos aún más altos. En la Figura 15-2,  $a_2 WY\hat{a}$  es el ahorro neto en mitigación para la Empresa 2, que tiene costos de mitigación mayores a los de la Empresa 1;  $\hat{a}RXa_1$  son los costos adicionales de mitigación de la Empresa 1; la diferencia entre ambos costos es el ahorro neto para la sociedad en costos de mitigación reducidos.



**Figura 15-2. Implicaciones en el costo para las empresas de diferentes instrumentos de mercado**

Notas: CM = costo marginal de mitigación para las Empresas 1 y 2; T = nivel pigouviano de impuestos;  $a$  = nivel óptimo de mitigación para las Empresas 1 y 2;  $\hat{a}$  = nivel equivalente de mitigación para ambas empresas; O = origen.

Para alcanzar este ahorro, la Empresa 1 debe verse motivada a cargar con el costo extra de mitigación y se debe usar IM; esto es, las empresas deben recibir subsidios, pagar impuestos, o negociar permisos. Cualquiera que sea el mecanismo utilizado, la diferencia en los pagos de ambas empresas es  $a_2 W X a_1^2$ . El monto del ahorro depende de la heterogeneidad de los costos de mitigación (ver Capítulo 12), y el nivel de los impuestos depende de la magnitud de las emisiones ( $O'a_1$  y  $O'a_2$ ). Los tamaños relativos de estas cantidades varían considerablemente. Para algunos valores de los parámetros (baja heterogeneidad en los costos de mitigación; ver Recuadro 15-1), los pagos de transferencia causados por los IM serán mucho mayores que la ganancia neta en los ahorros disminuidos. En estos casos, se considera que los aspectos distributivos son más importantes que la eficiencia general de la asignación.

Los casos empíricos presentan más complicaciones. Para los impuestos ambientales puede haber exenciones; para los subsidios hay que formular líneas base; para los permisos hay que formular e implementar un mecanismo de asignación. La asignación exacta de permisos suele ser el resultado de un proceso político largo y complicado, cuyo resultado es difícil de predecir (Hahn 1990; Stavins 1998). Los subsidios, los permisos asignados con base en la producción y los PRE conllevan algunas de las consecuencias distributivas de los efectos de producción discutidos con anterioridad. La asignación de permisos con criterios históricos tiende a beneficiar a (los accionistas de) las empresas más antiguas y contaminadoras, mientras que la asignación basada en la producción (o los PRE) benefician más a los recién llegados más limpios.

La eficiencia dicta que los costos marginales deben ser equalizados, así que las empresas con costos marginales de mitigación bajos cargan con costos totales de mitigación

**Recuadro 15-1. Un ejemplo de los costos de mitigación y permisos: dos empresas con intercambio de permisos y sin él**

Tomando las funciones lineales de costo marginal ( $CM_1 = a$ , y  $CM_2 = ha_2$ ) del Capítulo 12 como ejemplo, se pueden calcular los costos para cada empresa. Con las mismas reducciones en la mitigación ( $\delta$ ), la Empresa 1 paga  $\frac{1}{2} \times \delta^2$  y la Empresa 2 paga  $\frac{1}{2} \times h\delta^2$  (ver la Columna 3 del cuadro que sigue). Los costos totales de mitigación son  $\frac{1}{2} \times \delta^2(h + 1)$ . Si se permite la transacción, la Empresa 1 mitigará  $2h\delta/(1 + h)$  y la Empresa 2  $2\delta/(1 + h)$  (ver Columna 5). El CM de la mitigación es  $2h\delta/(1 + h)$ , de modo que los costos totales de mitigación son  $2h^2\delta^2/(1 + h)^2$  y  $2h\delta^2/(1 + h)^2$ , respectivamente ( $OWa_2$  y  $OXa_1$  en la Figura 15-2). El ahorro total en los costos de mitigación es  $\delta^2(h - 1)^2/2(h + 1)$ . Los costos totales para cada empresa consisten de costos de mitigación y permisos (Columnas 5 y 6). La diferencia total en costos para ambas empresas es  $2h\delta^2(h - 1)/(1 + h)^2$ , lo cual es mayor al ahorro de recursos total en los costos de mitigación, incluso para valores bastante elevados de  $h$  (menores a 5, más o menos).

**Costos de mitigación y permisos para dos empresas, con transacción de permisos y sin ella**

Empresa no. (1)	Mismas reducciones			CM equalizados tras la transacción de permisos		
	Mitigación (2)	CM (3)	Costo (4)	Mitigación (5)	Costo de mitigación + costo del permiso (6)	Costo total (7)
1	$\delta$	$\delta$	$\delta^2/2$	$2h\delta/(1 + h)$	$2h^2\delta^2/(1 + h)^2$ $- 2h\delta^2(h - 1)/(1 + h)^2$	$2h\delta^2/(1 + h)^2$
2	$\delta$	$h\delta$	$h\delta^2/2$	$2\delta/(1 + h)$	$2h\delta^2/(1 + h)^2$ $+ 2h\delta^2(h - 1)/(1 + h)^2$	$2h^2\delta^2/(1 + h)^2$

más elevados. ¿Cómo puede una agencia de protección ambiental convencer a una empresa de cargar con un costo más alto que sus competidores, si no es a través de pagos laterales (como los IM)? Si los costos marginales de mitigación difieren porque históricamente la Empresa 1 ha mitigado mucho menos, entonces sus requerimientos más altos pueden considerarse “razonables”. Sin embargo, si este no es el caso y la diferencia en los costos marginales de mitigación se debe a otros factores, entonces es probable que no acepte llevar a cabo más mitigación que la Empresa 2 si no recibe algún tipo de compensación por ello. La regulación sería mucho menos costosa para la sociedad si las agencias de protección ambiental pudieran hacer juicios razonables y bien informados, y así llegar a una asignación más o menos óptima de la mitigación. Este objetivo se puede alcanzar con AV, que a veces se proponen como alternativas a los IM, aunque en realidad es poco probable que ocurra.

Los instrumentos sensibles a la distribución de los costos de mitigación y los pagos de transferencia parecen ser tan relevantes para las economías en desarrollo y transición como para las economías desarrolladas (Capítulos 5 y 6). Las razones de esta relevancia incluyen niveles de emisiones más altos, la naturaleza menos competitiva de la economía



(que incrementa el interés en los efectos estratégicos, y mercados de crédito mal desarrollados (que pueden dificultar la financiación de la mitigación).

## Efectos distributivos sobre el ingreso y la pobreza

La contaminación involucra tres tipos de costos: daño ambiental, costos de mitigación y gastos relacionados con el instrumento elegido (p. ej., pagos de transferencia, información y administración). Cada una de estas categorías tiene un efecto sobre la distribución. Muchos de los efectos más importantes de los instrumentos de política sobre la distribución del ingreso se relacionan con los factores de costo discutidos en las secciones anteriores. La distribución de los costos ejerce efectos sobre el empleo, las rentas, las ganancias y los impuestos.

A veces se acusa a los programas ambientales de quebrar empresas y generar desempleo por proteger parques nacionales y otros ecosistemas que ofrecen amenidades y valor de existencia a quienes ya son privilegiados. Este reclamo puede ser cierto en algunos casos; como los individuos privilegiados tienden a ser más vocales, sus proyectos ambientales tienen más oportunidad de ser financiados. En principio, otros proyectos pueden favorecer ecosistemas que los pobres necesitan o disfrutan, y una asignación particular de los costos puede afectar a los individuos con más dinero de manera desproporcionada. Los aspectos distributivos en relación con los individuos parten de los efectos analizados en la sección anterior porque la mayoría de los individuos se ven afectados en tanto trabajadores, consumidores o propietarios y accionistas.

En general, no hay mucho más que decir sobre los impactos distributivos, excepto que deben analizarse caso por caso. Los impactos distributivos de los daños ambientales están completamente separados de los impactos correspondientes de la mitigación o el costo de los instrumentos. Cualquiera de estos componentes puede ser progresivo, neutral o regresivo en términos generales, y cualquier tipo de costo puede afectar o no el bienestar (en beneficios o daños) de grupos específicos.

La provisión o mejora de las amenidades ambientales que son bienes de lujo tiende a presentar un perfil regresivo. Aunque esto puede aplicarse en ciertos casos (cuyo epítome son la belleza escénica o la recreación), está lejos de ser una verdad general. Los segmentos más pobres de la sociedad generalmente dependen más de recursos comunes intactos para su medio de vida y supervivencia en términos de alimentos, combustible, materiales de construcción y medicinas. Un programa que busca mantener los manglares, por ejemplo, beneficiará a los individuos pobres que recolectan varios productos allí. El mismo programa puede aumentar los costos de las compañías camaroneras, pero lo más probable es que estas sean más ricas que los individuos que dependen del recurso (sin embargo, las camaroneras podrían emplear personas de bajos ingresos, por lo que el asunto no queda del todo claro).

De manera similar, los pobres se ven más afectados por el agua de mala calidad, porque no pueden costearse agua embotellada, sistemas de filtración, inoculaciones y otros tratamientos médicos. Los proyectos que protegen las fuentes de agua potable tienen así un perfil distributivo progresivo.

A pesar de los ejemplos anteriores, muchos proyectos ambientales tienen beneficios cuya distribución es regresiva. De manera similar, los costos de mitigación pueden estar distribuidos progresivo es regresivamente. Por lo general, los agentes productores de la contaminación son quienes se ven más afectados por estos costos. La elección de instrumento también puede hacer una gran diferencia: un instrumento como un impuesto ambiental o los permisos subastados pone la carga explícitamente del lado del contaminador. Sin embargo, instrumentos como los permisos grandfathered y los permisos asignados a la producción, los PRE y los subsidios tienen propiedades diferentes con respecto a la distribución de costos. La estructura del mercado determina si una empresa contaminadora puede pasarle los costos de mitigación y regulación a los consumidores o a sus trabajadores y proveedores. De haber información acerca de la distribución de los costos y beneficios, esta se debe tomar en cuenta al escoger y diseñar instrumentos. También es importante distinguir entre costos de equilibrio y costos de ajuste. La quiebra puede ocasionar un daño considerable a los empleados y otros en forma de costos de adaptación en el corto plazo. La distribución de estos daños entre categorías de personas o entidades legales puede variar tanto como la incidencia de los daños ambientales.

La distribución de los costos puede tener varias dimensiones, no solo entre los dueños del capital y los trabajadores, o entre ricos y pobres, sino también entre generaciones, entre sanos y enfermos, entre comunidades rurales y urbanas, y entre muchas otras categorías difíciles de enumerar o predecir. La preocupación debe ser por el bienestar de todos los ciudadanos, y resulta problemático que algunos grupos se vean afectados negativamente porque una característica particular se correlaciona con patrones de producción o consumo. Las personas que viven en ciertas áreas, tienen cierto tipo de estructura familiar, trabajo, cultura o hábitos, circulan a lo largo de cierta ruta utilizando cierto tipo de vehículo, o de alguna otra forma utilizan algún tipo de bienes pueden causar daño ambiental, y los instrumentos utilizados para corregir el daño pueden terminar por ocasionarle un costo a estas mismas personas. Este efecto es en gran medida inevitable, pero la magnitud de los costos en los que incurren determinados grupos a veces puede causar problemas.

Cada caso se debe examinar en el entendido de que se pueden relacionar efectos de bienestar considerables con la distribución exacta de los costos y beneficios, y que estos efectos pueden hasta opacar los efectos agregados. En algunos casos, puede ser necesario integrar al análisis, diseño y evaluación de instrumentos el uso de pesos de bienestar social. Se precisa especial cuidado para evitar efectos innecesarios relacionados con el desempleo y la reubicación. Por otro lado, tratar de minimizar todas las consecuencias negativas de la reestructuración económica puede tornar muy caras las políticas. Los análisis buenos y detallados de los efectos sobre la distribución del ingreso son raros. La Comisión Sueca de Impuestos Verdes es (al menos en parte) una excepción (ver Recuadro 15-2).

Uno de los propósitos principales del sistema impositivo es afectar (directa o indirectamente) la distribución de bienes y bienestar. La economía pública explica que se requiere información considerable y se corre el riesgo de crear problemas de incentivos y costos de control. Dada la complejidad de los sistemas impositivos, agregar nuevos objetivos ambientales exagera los efectos de interacción e inevitablemente aumenta la

### Recuadro 15-2. Efectos distributivos de aumentar los impuestos al carbón en Suecia

<i>Ingreso</i>	<i>Pérdida</i>	
	<i>SKr/cap/año</i>	<i>% del consumo total</i>
Más pobres	888	1,24
Más ricos	1026	0,78
Áreas urbanas	1261	0,88
Norte rural	1392	1,16

Fuente: SOU 1997

Notas: los impuestos al carbón aumentaron de 0,37 a 0,74 coronas suecas (SKr) por kilogramo (de aproximadamente US\$0,04 a US\$0,07 por kilogramo, donde 10 SKr = US\$1). La pérdida se mide como la compensación necesaria para mantener el mismo nivel de utilidades a pesar del impuesto. "Áreas urbanas" se refiere a Estocolmo y las dos siguientes ciudades más grandes.

Los resultados muestran los efectos distributivos de incrementar los impuestos al carbón de 0,37 a 0,74 SKr/kilogramo siguiendo dos criterios: el ingreso, y una combinación de geografía y ubicación rural/urbana. Los consumidores más ricos se ven más afectados en términos absolutos pero menos en términos relativos. Es difícil juzgar este efecto de bienestar porque depende de la curvatura de la función agregada de bienestar. Los consumidores rurales del norte pobre y menos poblado que necesitan energía para calefacción y movilidad resultan, como es de esperar, más afectados en promedio que los habitantes de las ciudades. Sin embargo, esto no aplica a todas las subcategorías: muchos granjeros rurales, pensionados y otros no se trasladan a un lugar de trabajo y utilizan biocombustibles para la calefacción. Así, se trata de un asunto complejo. Los efectos totales son bastante pequeños.

complejidad general. Sin embargo, no solo los instrumentos de impuestos ambientales sino también las regulaciones tienen estos efectos de interacción (ver el Capítulo 10).

En los países en desarrollo, los pobres más pobres sufren una carga desproporcionadamente grande de la mortalidad infantil y la enfermedad. Según un estudio, las mismas personas carecen de educación y acceso a infraestructura física, como agua corriente y sistema sanitario: del número total de hogares, <10% del tercer y cuarto decil, 30% del segundo decil y 70% del decil más pobre carecen de facilidades sanitarias (Bonilla-Chacin y Hammer 1999). Disparidades similares aplican para varios índices, como el acceso al agua potable (solo un 15% del decil más pobre). Las dificultades se multiplican porque los más pobres suelen tener recursos de "capital social y humano" bajos. Las personas con discapacidades físicas, mentales o sociales (incluyendo los "intocables" de la India y los refugiados de desastres naturales) se incluyen en este grupo. Podrían no estar en posición de aprovechar los programas diseñados para ayudarlos.

Una conclusión natural de esta información es que las poblaciones pobres deberían estar mejor atendidas, particularmente en tiempos de recortes presupuestarios y gobierno reducido. Sin embargo esto no es tarea fácil, porque los que son "un poco menos pobres" tienen bastante poder para protegerse de los recortes en los beneficios que re-



ciben, y es posible (en algunos casos hasta probable) que las poblaciones más pobres se vean afectadas más que proporcionalmente por los recortes presupuestarios (Ravallion 1999). Una cierta “filtración” hacia grupos que no constituyen la meta puede ser parte del costo de política económica de las reformas; la focalización perfecta no es realista, considerando las características de estos grupos<sup>3</sup>.

Al menos algunos grupos entre los segmentos pobres de la población pueden verse más que proporcionalmente afectados por los costos de mitigación y los programas ambientales; sin embargo, muchos pobres sufren de forma severa por las consecuencias de la degradación de los recursos naturales y ciertos tipos de contaminación. Este tema abarca no solo el bienestar sino también la eficiencia de los hogares pobres, pues sus recursos o habilidades (potenciales) no se pueden desarrollar dados los efectos serios de un ambiente degradado sobre su salud y, por lo tanto, sobre sus oportunidades.

### Lectura adicional

Grafton y Devlin 1996  
Kriström y Riera 1996

### Notas

1. En el contexto de los PRE, sería hipotéticamente posible emular la asignación gratuita de permisos reembolsando las cargas no a los contaminadores actuales sino a los contaminadores de algún año base. Sin embargo, buscar a los contaminadores más grandes en algún “año base” histórico (incluso si han cerrado sus operaciones) y luego pagarles lo que en esencia son dividendos de los impuestos generados por los contaminadores de hoy sería una política extraña.

2. Con los impuestos, la Empresa 1 pagará impuestos  $O' a_1 XT$  y la Empresa 2 pagará  $O' a_2 WT$  (asumiendo que  $O'$  es el origen desde el cual se miden las emisiones). Con subsidios por unidad mitigada, la Empresa 1 recibirá  $O a_1 XT$  y la Empresa 2 recibirá  $O a_2 WT$  (ignorando cualquier efecto del subsidio sobre la producción). Con una asignación igual de permisos  $O a$ , la Empresa 1 venderá  $a_1 XC a$  permisos a la Empresa 2, que es exactamente suficiente para esta (es decir,  $a_2 WC a$ ).

3. No se debe interpretar esta observación como una condonación de los malos diseños. En ejemplos de reformas aparentemente exitosas, los subsidios generales se recortaron y se introdujeron programas más específicos; por ejemplo, en Tunes, los subsidios alimenticios universales se reemplazaron con un programa de subsidios dirigido a los más pobres (Tuck y Lindert 1996). En Chile, se combinó un precio de costo marginal estricto con subsidios promediados sobre el precio del agua (ver Capítulo 26).

## *La política y la psicología de los instrumentos de política ambiental*

UNA SUPOSICIÓN COMÚN ES QUE los formuladores de políticas las diseñan para maximizar algo parecido a una función de bienestar social. Aunque esta suposición no es muy realista que digamos, se suele hacer porque permite el uso de modelos matemáticos más amigables<sup>1</sup>. Aun si los formuladores de políticas intentaran maximizar dicha función, e incluso si la función de bienestar fuese una simple función utilitaria, el diseño de políticas podría complicarse por fallas de mercado, asimetrías en la información y otros problemas. Si la función de bienestar social es más compleja (p. ej., incluyendo la “equidad” como un elemento independiente), entonces el diseño de instrumentos debe cumplir con varios objetivos. Además, las utilidades individuales complejas —por ejemplo, incluir el altruismo o el consumo relativo (en lugar de absoluto)— tienen consecuencias profundas en el diseño y la implementación de instrumentos de política<sup>2</sup>.

Algunos bienes con relevancia ambiental también pueden ser posicionales (p. ej., los propietarios de vehículos pueden derivar utilidades del hecho de tener un vehículo mejor que el de los demás), lo cual influirá en los impuestos óptimos (p. ej. Frank 1985). Si hay formación de hábitos, miopía o incluso adicción, aumenta la complejidad de la función de utilidad (Becker y Murphy 1988, Rabin 1998), lo cual puede tener consecuencias para el diseño de instrumentos. Si los formuladores de políticas maximizan una función totalmente distinta del bienestar (p. ej., la posibilidad de ser reeligidos) o siguen alguna otra línea para la toma de decisiones (p. ej., factores psicológicos, de ideología o normas), esta debe incorporarse al análisis, como tradicionalmente se hace en la literatura sobre escogencia pública, en particular si el propósito del análisis es ser positivo en lugar de normativo. En esta área, los economistas tienden a recomendar políticas “óptimas” (basadas principalmente en criterios de eficiencia) y así evitar caer en un papel más bien normativo. Igualmente importante en el diseño de políticas es analizar y entender por qué algunas políticas se seleccionan o diseñan de distintos modos dependiendo de las circunstancias. Los factores psicológicos, culturales y políticos podrían dominar sobre los factores económicos.

## Política de la selección de instrumentos de política ambiental

Para comprender la política detrás de la selección y el diseño de instrumentos de política, debemos entender que la gobernabilidad es un fenómeno complejo. Es un área en la cual se necesita más colaboración entre economistas, politólogos, psicólogos y otros científicos sociales. Algunos politólogos clasifican los instrumentos de política como normativos, persuasivos o informativos (“zanahorias”, “palos” o “sermones”, según Beemelmanns-Videc et ál. 1998, quienes afirman que en algunas situaciones el gobierno debe usar “zanahorias” o “palos”, pero que la tendencia a utilizar instrumentos de información más paternalistas va en aumento) (ver Capítulo 6).

Los politólogos tienen distintos enfoques de acuerdo con el grado en el cual el gobierno central gobierna realmente en el sentido común de la palabra. Algunos argumentan que el gobierno central se está reduciendo a una posición desde la cual coordina y negocia con otros centros de poder, que van desde el gobierno local hasta organizaciones supranacionales e intergubernamentales, por un lado, hasta redes de otros actores en los sectores público y privado, por el otro (Rhodes 1996). En Europa, el proceso históricamente veloz de la integración a través de la Unión Europea parece estar unido al fortalecimiento de los gobiernos regionales y municipales, en lo que a veces aparenta ser un esfuerzo conjunto por reducir el poder de los gobiernos nacionales tradicionales. El punto de vista contrario es que los gobiernos centrales mantienen un control crucial sobre las decisiones importantes (Pierre y Peters 2000). La desregulación del capital y otros mercados ha generado una mayor flexibilidad para las compañías y puede aumentar su poder de negociación. Los grupos de presión se forman para influenciar y determinar la estructura de las políticas y su implementación. Los grupos de interés económico pueden tener éxito mediante el cabildeo, es decir, invirtiendo dinero para influenciar el proceso político a su favor (ver p. ej. Grossman y Helpman 1994). Los grupos de presión buscan obtener políticas comerciales ventajosas, que inclinen los precios relativos a su favor. La competencia entre grupos de presión rivales puede ser una manera de seleccionar instrumentos eficientes (Becker 1983). Modelos similares han analizado específicamente el cabildeo o *lobby* en el área de la formulación de políticas ambientales (Fredriksson 1997, 1998). Una vez que aceptamos que la formulación de políticas no solo es el resultado de un esfuerzo neutral por parte del estado para promover el bienestar, sino también el reflejo de los intereses de ciertos grupos, no resulta difícil entender que los grupos más poderosos, bien establecidos y concentrados tienden a disfrutar de una ventaja sobre los demás grupos. Algunos contaminadores industriales suelen tener más oportunidades de unirse en un grupo de presión que las víctimas de dicha contaminación, numerosas, dispersas y desorganizadas. Por otro lado, muchos contaminadores están desorganizados y tienen poco poder, y la capacidad de las organizaciones no gubernamentales de capturar y representar los intereses de las víctimas no debe ser subestimada.

Una fuerza importante en la construcción de políticas es la formación de grupos políticos de presión para proteger el *status quo*. Una industria establecida puede mover varios resortes, no solo a través de los mecanismos tradicionales (directos) sino también a través de sus relaciones con empleadores, comunidades locales, clientes y proveedores. Los subsidios tienden a autopertuarse, en el sentido de que su existencia será defendi-

da vehementemente por sus beneficiarios, que pueden estar preparados para gastar buena parte del subsidio en presionar por su continuación. La licencia individual de plantas es un proceso que puede degenerar en un mecanismo para limitar la competencia. Por ejemplo, puesto que la tecnología mejora constantemente y es más fácil incorporar tecnología reciente a plantas nuevas que modernizar plantas viejas, establecer estándares de emisión más altos para las plantas nuevas puede considerarse como un abordaje razonable de la regulación. Cuando las plantas más antiguas tienen poder de *lobby* y logran presionar para lograr un sistema de este tipo, crean una barrera al ingreso; esta práctica se conoce como *sesgo de fuente nueva*. Incluso los mecanismos impositivos pueden desarrollar grupos de presión que favorecen la carga. Como afirmó Canard (1801) hace dos siglos: “*Que tout vieil impôt est bon, et tout nouvel impôt est mauvais*” (“Todo impuesto viejo es bueno, y todo impuesto nuevo es malo”).

Los politólogos tienden a enfocar su análisis de los instrumentos de política en muchos otros aspectos además de la eficiencia del instrumento en la cual se concentran los economistas. Otros factores incluyen el proceso de toma de decisiones, la influencia de los grupos de presión, la estructura de las instituciones políticas y la disposición de los agentes políticos (Lundqvist 2000). Algunos politólogos utilizan todo el espectro de factores para formular una síntesis teórica amplia de la elección de instrumentos (Linder 1988, Linder y Peters 1990, 1991). Las instituciones políticas tienden a afectar la selección de instrumentos por tipo de régimen: los regímenes democráticos tienden a aplicar instrumentos más firmes como estrategia para la mitigación ambiental que los regímenes dictatoriales. Algunos países tienen reglas que restringen o prohíben el *lobby*, mientras que otras lo promueven o toleran; el enfoque predominante afecta el balance entre grupos de presión y tecnócratas cuando discuten sobre la eficiencia, por ejemplo. El ámbito para instrumentos locales o regionales, como los impuestos o las cargas, depende de su legalidad. Como muchos contaminantes son locales o regionales, lo ideal sería que la formulación de políticas tuviera lugar en niveles distintos del nacional. En muchos países, el derecho de las comunidades locales a implementar impuestos está estrechamente regulado, imposibilitando la introducción de cargas ambientalmente diferenciadas sobre los desechos, por ejemplo. El estado puede querer mantener su monopolio sobre los impuestos, pero sería beneficioso que hubiera más federalismo fiscal e intercambio entre los distintos niveles del gobierno.

De manera similar, la soberanía nacional establece límites a los impuestos y otros instrumentos en el nivel supranacional o regional. Otro factor que influye en la escogencia de instrumento son las características de los decisores mismos. La racionalidad y el tiempo para la decisión son limitados; no se puede esperar que los decisores conozcan todos los tópicos relevantes, y el período del que disponen para recabar toda la información relevante sobre determinado tema es por lo general breve. Como resultado, suelen recurrir a varios métodos para tomar una decisión: consultan con expertos, aplican reglas generales, aprenden haciendo y se guían por la ideología. Las ideologías no son marcas registradas inventadas para ganar elecciones; hasta cierto punto, son sistemas de creencias que cubren no solo las metas de la regulación sino también los medios, y es por esto que algunos políticos prefieren las restricciones legales mientras otros prefieren los incentivos financieros o el poder persuasivo de los buenos ejemplos.

En Suecia, el gobierno ha sido acusado de utilizar la corriente ambientalista para sus propios propósitos de formular el Programa de Inversión Local para el Desarrollo Sostenible (Lundqvist 2000, Regeringskansliet 2001). Supuestamente, el gobierno sueco trató de atraer votos verdes y complacer a los partidos orientados hacia la ecología durante el año electoral (1998). En lugar de impuestos, permisos, licencias o regulaciones (que tienden a irritar a algunas personas), el instrumento escogido para el Programa fue el gasto público en gran escala y los subsidios. Los programas de inversión local son subvenciones que suelen cubrir hasta un 30% de los costos de las inversiones destinadas a crear una sociedad ecológicamente sostenible (según Göran Persson, Primer Ministro de Suecia, Registro Parlamentario del 22 de marzo, 1996). El programa ha sido criticado por el tamaño de los subsidios y la velocidad de los mecanismos de selección y decisión. Al menos en 1998, el primer año de implementación, se circunvalaron todos los canales convencionales (agencias de protección ambiental y ministerios relevantes) y 42 municipalidades recibieron aproximadamente US\$500 millones.

El Programa de Inversión Local ha sido severamente criticado (Riksrevisionsverket 1999b, 28; Riksrevisionsverket 1999a, 37; Riksdagsrevisorerna 1998/99; Kågeson y Lidmark 1998). Supuestamente, las municipalidades elegidas para recibir los subsidios fueron aquellas con el mayor número de votantes indecisos (Dahlberg y Johansson 2000). Esta experiencia y otros programas previos para el ahorro energético e inversiones en energía renovable han sido criticados por ser poco eficientes. Esta crítica no es siempre justificada, pero sí ilustra el peligro inherente en los subsidios como instrumento que puede ser utilizado, o percibido, como un medio para comprar apoyo político.

Los subsidios para la mitigación pueden fortalecer el *lobby* a favor de impuestos ambientales más bajos (Fredriksson 1997). En la Parte IV veremos cómo la política económica del cabildeo conduce la economía hacia dos equilibrios marcadamente distintos: algunos países evitan casi por completo los impuestos a los combustibles y optan por la regulación física (p. ej., Estados Unidos), mientras que en otros países, donde los impuestos al combustible son mucho más altos, la oposición a los impuestos es menor e incluso se toleran más aumentos. Uno esperaría que la presión política por disminuir los impuestos sobre la gasolina sea mayor en países con impuestos elevados, como Suecia o Italia (Capítulo 21), y que sería igualmente sencillo aumentar el impuesto pequeño en Estados Unidos. Sin embargo, no lo es: las partes con algo que perder son visibles, organizadas y vocales, mientras que aquellas que podrían ganar algo no están organizadas y a veces ni siquiera existen todavía (p. ej., las personas que conseguirían empleo si hubiera más opciones de transporte público). Aunque es de esperar que la resistencia política a un impuesto aumente conforme su magnitud, cuando esto no ocurre apunta hacia una forma de múltiples equilibrios o estados que dependen de la interacción entre política y economía.

El poder de los grupos de presión es otro factor que en la práctica hace que el gravamen de los monopolios u otros con poder de mercado sea menos severo, porque estos suelen tener los recursos y la iniciativa para dedicarse a ejercer presión (ver el Capítulo 24 sobre los impuestos a la energía en Suecia y Alemania). La elección de instrumento de política debería tomar en cuenta los grupos de presión potenciales. El impuesto tiene la clara desventaja de unir a los contaminadores porque los hace perder dinero a todos.

Otros instrumentos de mercado, como los permisos transables y los permisos reembolsables, pueden disminuir parte del poder potencial de dichos grupos, porque algunos segmentos de la industria contaminadora pueden ganar en lugar de perder con estas políticas.

Por otro lado, las empresas con poder político suelen tener preferencias no solo sobre el nivel meta de la mitigación sino también sobre la elección de instrumento. Distintos instrumentos pueden tener consecuencias muy distintas para la distribución de la carga del costo. Las empresas establecidas tienen más influencia y pueden conformar las regulaciones técnicas para que tengan un sesgo de fuente nueva considerable, lo cual explica en parte por qué las regulaciones físicas y las licencias son tan frecuentes. De manera similar, los permisos asignados con criterios históricos son populares entre las empresas establecidas, mientras que la asignación de permisos y permisos de emisión reembolsables basada en la producción es menos popular. Los menos populares son los impuestos y los permisos subastados. Es difícil establecer un balance entre lo que se percibe como justo mientras se adopta una actitud realista con respecto a quienes ostentan el poder. Los politólogos a menudo enfatizan que el éxito de una política depende no solo de la distribución justa de sus costos sino también del respeto al debido proceso, lo que significa obedecer los procedimientos tradicionales para recopilar información, entablar un debate, asegurar la representación y participar en la toma de decisiones.

Los investigadores han abordado el desarrollo de la planificación ambiental como una manera de enfrentar la múltiples incertidumbres relacionadas con la formulación de política ambiental (Jänicke y Jörgens 2000). El cambio de la “política pública” a la “gestión pública” significa que la confianza en las reglas generales, toma de decisiones jerárquica e instrumentos fijos ha dado lugar a un enfoque más estratégico, donde el gobierno enfatiza el proceso de formulación de una visión ambiental con metas concretas y luego se apoya en la toma de decisiones descentralizada y en instrumentos flexibles para su implementación.

## Cumplimiento, monitoreo y psicología de la elección de instrumentos

La eficiencia de los instrumentos de política ambiental depende de los mecanismos mediante los cuales funcionan. Los supuestos comunes (p. ej., la empresa que maximiza las ganancias y el individuo que maximiza la utilidad) son simplificaciones burdas. En las situaciones complicadas en particular (p. ej. las que tienen resultados estocásticos), la investigación psicológica ha demostrado que los individuos no maximizan la utilidad esperada en un sentido estadístico simple: tienen dificultades para percibir los parámetros relevantes de una situación, pueden tener “costos” de cálculo mental, interceptar las probabilidades de manera subjetiva y sentir aversión o disposición al riesgo.

En lugar de calcular la utilidad (subjetiva) esperada con base en las probabilidades y resultados esperados, los decisores pueden otorgar un peso mayor a los resultados o probabilidades posibles. Los psicólogos denominan esta práctica *efecto de prominencia*, que puede formar parte de una estrategia mental en la cual las personas buscan reducir los

conflictos inherentes a la elección encontrando una estructura cognitiva que muestra una de las opciones como dominante. Según la teoría de la prospección, los individuos no calculan los resultados esperados y suelen importarles más las pérdidas que las ganancias (Tversky y Kahneman 1981). La naturaleza de estos procesos mentales tiene grandes implicaciones para el éxito de los distintos instrumentos. Si los agentes están especialmente preocupados por “ser atrapados”, el monitoreo y la vigilancia del cumplimiento frecuentes y eficientes pueden ser los aspectos más importantes de una buena política. Si el monto de la penalización máxima influye en el comportamiento de los agentes, entonces la estructura de penalización puede ser el factor de diseño más importante. Estas distinciones son bien conocidas en el derecho penal, pero los detalles pueden diferir para el incumplimiento de leyes ambientales.

Los aspectos de cumplimiento y penalizaciones no solo influyen en las estrategias de conformidad, sino que desempeñan un papel en la formación de actitudes hacia el incumplimiento ambiental. La emisión de clorofluorocarbonos no es el equivalente moral de un crimen violento, pero al estipular ciertos castigos (como la prisión) para quienes emiten estas sustancias contaminantes, la ley puede crear los valores deseados en una población. Un impuesto sobre la pornografía infantil, por ejemplo, podría ser más eficiente que ciertas penas para limitar la prevalencia y la severidad de dicha actividad; sin embargo, los impuestos se deben considerar como una política moralmente inaceptable en esta instancia porque las leyes son instrumentos importantes para formar y comunicar valores éticos. Otros factores psicológicos también pueden afectar la elección de instrumento de política.

Usualmente, se supone que los incentivos económicos ejercen un efecto sobre las acciones (débil o fuerte, pero es seguro que positivo). Sin embargo, los incentivos económicos pueden “restarle espacio” a los motivos morales (Frey 1997). En un experimento, dos grupos de sujetos jugaron a ser gerentes que debían asignar parte de su presupuesto a lavadores de gases que reducirían las emisiones (Tenbrunsel y Messick 1999). Uno de los grupos tenía que decidir sujeto a poca presión externa: si no cumplía con lo dispuesto corría poco riesgo de ser multado. El cumplimiento fue del 75% en el grupo de referencia pero de 50% en el grupo “sancionado”. Sin la sanción, la decisión se percibió como un asunto ético; con la condición, se convirtió en una decisión de negocios, y como los costos esperados por infringir el mandato eran bajos, la mitigación simplemente no era rentable<sup>3</sup>. En un estudio similar, enfocado en el manejo de recursos de propiedad común, se ofreció a personas que utilizaban el mismo recurso finito (agua) la oportunidad de comprar la parte de otros usuarios para conservar el recurso (es decir, es más fácil que un grupo más pequeño piense en el bien común [White, Anderson y Ford 1995]). Sin embargo, la política no tuvo el resultado deseado sino más bien aceleró el agotamiento del recurso. Al ser consultados, los participantes indicaron que la estructura de pagos los hizo pensar en términos de maximizar su bienestar propio en lugar de resolver el dilema colectivo. Así, los incentivos económicos tuvieron un efecto perverso u opuesto al deseado.

Algunas investigaciones han procurado integrar la economía de hacer cumplir la ley al proceso de toma de decisiones, porque todos los instrumentos tienen costos de transacción e implementación. Los supuestos sobre el cumplimiento van desde la creencia ingenua de

que este es automático hasta la perspectiva pesimista de que no existe el cumplimiento sin incentivos fuertes. El cumplimiento es costoso pero, aunque resulta sorprendente, muchos estudios encuentran que las empresas suelen cumplir incluso cuando el monitoreo está lejos de ser meticuloso y los castigos rara vez se implementan (Heyes 1998)<sup>4</sup>. Esto se conoce como la *paradoja de Harrington*, que tiene varias explicaciones plausibles (Harrington 1988; ver también Russel, Harrington y Vaughan 1986). Por ejemplo, podría surgir de las preferencias (altruistas) de los gerentes en tanto individuos.

Un argumento en contra del cumplimiento estricto podría ser que las empresas estarán en desventaja competitiva con aquellas cuyo único propósito sea maximizar las ganancias. Un argumento a favor del cumplimiento es juzgar mal el riesgo (o las consecuencias) del monitoreo y enjuiciamiento. Estos riesgos son pequeños, pero los gerentes pueden sentir aversión por este tipo de riesgo (en parte privado). La detección y el enjuiciamiento por incumplimiento ambiental puede acarrear más costos que las multas oficiales u otras penalizaciones; la reputación y la marca de la compañía podrían verse empañadas, la motivación de los empleados podría mermar y el interés de los accionistas podría disminuir en respuesta a la publicidad negativa.

Por último, algunas explicaciones se concentran en la naturaleza del proceso mismo de hacer cumplir las disposiciones. El proceso de inspección, monitoreo y cumplimiento se puede ver como un juego repetido entre la agencia de protección ambiental y la empresa, y la agencia dispone de medios informales para “castigar” a quienes no obedezcan las disposiciones (p. ej., mediante el monitoreo más frecuente y riguroso, o exigiendo un cumplimiento más estricto de regulaciones menores). La evidencia anecdótica indica que las empresas suelen depender de los “favores” de los reguladores (p. ej., de la interpretación más indulgente de las reglas o el procesamiento más veloz de permisos) que pueden ser descontinuados en cualquier momento. Una agencia que acepta informalmente algunas formas de flexibilidad con empresas cooperantes adquiere un enorme poder frente a las empresas que no cooperan (sin embargo, este mecanismo es casi el mismo que los oficiales corruptos utilizan para obtener sobornos). En este tipo de modelo, el cumplimiento estricto bien podría ser la respuesta óptima (Harrington 1988). Sin embargo, no toda la regulación es informal, y las agencias, incluyendo la Agencia de Protección Ambiental estadounidense (EPA) también emprenden acciones formales de monitoreo y cumplimiento (Recuadro 16-1). Aun así, algunos economistas consideran que la EPA tiene poco control real (y que al parecer su situación es peor que en muchos otros países), y proponen fortalecer los derechos legales de la EPA para que pueda llevar a cabo inspecciones sorpresa (Russell y Powell 1996).

No hay una forma prolija de resumir todos los factores anteriores, pero su influencia en la elección o diseño de instrumentos puede ser profunda. En una cultura donde los contaminadores siguen las regulaciones aunque las penalizaciones sean insignificantes, el monitoreo ineficiente y el seguimiento del cumplimiento laxo, algunas políticas simples pueden ser suficientes. En otras culturas, dicho enfoque podría ser demasiado ingenuo. Considerando el valor social del cumplimiento, los formuladores de políticas deberían tomar en cuenta el efecto en el largo plazo de las regulaciones nuevas (y de los instrumentos de política) sobre la actitud pública. Una legislación poco razonable, por ejemplo, puede debilitar una cultura respetuosa de la ley en general.



### Recuadro 16-1. La Agencia de Protección Ambiental estadounidense establece un récord de cumplimiento en 1999

La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) anunció un récord de acciones de cumplimiento y penalizaciones para el año fiscal de 1999 que incluyó US\$3,6 billones para la limpieza del ambiente, equipo de control de la contaminación y un monitoreo mejorado (un aumento del 80% a partir de niveles de 1998); US\$166,7 millones en penalizaciones civiles (60% más que en 1998); y 3935 acciones civiles judiciales y administrativas. Los acusados culpables fueron sentenciados a un récord de 208 años de cárcel por cometer crímenes ambientales.

También durante el año fiscal de 1999, la EPA alcanzó un acuerdo extrajudicial en el caso más grande de la Ley de Aire Puro (*Clean Air Act*) de su historia contra siete fabricantes de motores diésel cuyos productos se supone causaron millones de toneladas de emisiones de óxido de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), que forma parte del *smog*. Bajo el acuerdo, las compañías deben invertir más de US\$ 800 millones en la producción de motores más limpios y pagar una multa de US\$ 83 millones.

Fuente: EPA 2000a.

## Formulación de políticas en economías de muy escasos recursos

En los países en desarrollo también se encuentran ejemplos de la paradoja de Harrington. Aun así, en algunos contextos, el cumplimiento parece menor, aunque no queda claro si esto se debe a la debilidad de las leyes, las agencias públicas, u otros factores. Como las instrucciones de monitoreo son débiles en general, es imposible saber con seguridad si el cumplimiento es común.

En los países pobres, se debe tomar en cuenta muchos factores sociales, políticos y de otros tipos que son notoriamente distintos de los que se encuentran en países desarrollados cuando de diseñar instrumentos se trata. La pobreza se relaciona a menudo con varios factores que dificultan el diseño y la implementación de políticas: la baja educación, falta de financiamiento y de tradición administrativa, y las instituciones débiles. Con las tensiones presentes en muchas de las naciones multiétnicas forjadas por los poderes coloniales, a veces estos factores contribuyen a una incidencia de corrupción y nepotismo más alta de lo normal. La corrupción ha sido identificada como una amenaza seria al desarrollo en general (Keefer y Knack 1997) y dificulta el diseño de instrumentos de política en particular. La corrupción judicial y el favoritismo conducen a distorsiones en los incentivos de los agentes para invertir en valores como la confianza y la reputación, reduciendo así la eficiencia de los instrumentos de política (Mui 1999).

Otras circunstancias especiales aplican en los países en desarrollo: el sector informal (p. ej., negocios pequeños o manejados desde el hogar) es grande, lo cual dificulta el monitoreo; los derechos de propiedad pueden estar mal delineados (a menudo como resultado de conflictos entre muchas capas de tradiciones históricas y culturales); la

agricultura, pesca, silvicultura y otras industrias basadas en ecosistemas que a menudo son sensibles tienden a ser el sostén principal de la economía (Platteau 1999); y los mercados de crédito y capital están marcados por el riesgo, la incertidumbre y las restricciones, entorpeciendo el préstamo de dinero para financiar inversiones “no productivas” (como la mitigación). Con frecuencia, los costos de mitigación no son costos anuales variables sino costos de inversión. Los problemas de liquidez surgen porque el equipo para la mitigación requiere de un gasto considerable al mismo tiempo que la empresa contaminadora debe pagar impuestos inusualmente elevados<sup>5</sup>. Esta situación se puede mejorar utilizando los impuestos recaudados para crear fondos ambientales que financien préstamos para los desembolsos relacionados con la mitigación de las compañías contaminadoras; estos fondos también pueden financiar agencias de protección ambiental locales (Panayotou 1995, 1998). Los problemas de liquidez también se pueden aliviar reembolsando los pagos por emisiones o utilizando un impuesto bipartito (ver Capítulos 7 y 15) tal como el esquema de impuesto-subsidio, donde los contaminadores solo pagan impuestos por la “contaminación excesiva”.

Construir instrumentos de política ambiental y de recursos naturales es una tarea compleja de confeccionar mecanismos para situaciones específicas, y nadie espera que sea sencilla. En muchas instancias, se persiguen varias metas a la vez, y puede ser necesaria la combinación de varios instrumentos para obtener resultados óptimos. El reto de la elección y diseño de políticas consiste en superar las fallas del mercado sin caer en fallas de política que pueden ser peores.

La tecnología y la ecología de un problema pueden ser tan complejas que la licencia individual tiene que formar parte del paquete de política escogido. Desafortunadamente, las licencias crean riesgos de “captura regulatoria”: los contaminadores dominan (y quizás corrompen) a los reguladores. Por lo común, las empresas contaminadoras poseen más información y mayores recursos que los reguladores, quienes enfrentan el dilema de no solo diseñar instrumentos de políticas sino —antes que nada— construir sus propias agencias. Junto con instancias de inspección locales y estatales, la EPA estadounidense

## Lectura adicional

### **Cuotas por la contaminación en países de transición/en desarrollo**

Bluffstone y Larson 1997  
Carlsson y Lundström 2000  
Vincent y Farrow 1997

### **Teoría de la decisión psicológica**

Montgomery 1983

### **Escogencia pública**

Arrow 1951  
Buchanan y Tullock 1962  
Tullock 1965, 1981

### **Política económica de los impuestos ambientales**

Boyer y Laffont 1996  
Dijkstra 1999  
Keohane et ál. 1998  
Wallart 1999

### **Regulación ambiental en Estados Unidos (análisis empíricos)**

Hahn 1989, 1990  
Hahn y Hester 1989  
Hahn y Stavins 1991

emplea cerca de cien mil personas. La mayoría de las agencias de los países en desarrollo cuentan con unos pocos empleados, quienes a veces tienen poco entrenamiento técnico y equipo, así como una autoridad legal limitada. Gestionar el medio ambiente y los recursos naturales no es una tarea trivial, que puede ser desempeñada por unos pocos funcionarios. Sin embargo, es probable que la capacitación, la dedicación y otros factores sean más importantes que los meros números.

En estas circunstancias poco ideales, los instrumentos de política informativos pueden constituir un primer paso en la regulación. Al recabar y diseminar información, una agencia de protección ambiental puede alcanzar varios objetivos importantes:

- crear una línea base para acciones futuras;
- fomentar la transparencia de modo que los inspectores individuales no acepten en secreto niveles de emisión irregulares;
- forjar relaciones con las industrias contaminadoras que no son puramente adversarias; y
- abrir el camino para la presión ejercida por parte de consumidores, trabajadores, inversionistas, vecinos y otras partes involucradas.

Muchos (mas de ningún modo todos) los problemas se pueden aminorar por medios simples, y se deben construir asociaciones positivas, en las cuales la agencia de protección ambiental puede asumir el papel no solo de “policía”, sino también de “facilitador” y “maestro”. Las industrias locales deben adquirir una perspectiva razonable del espectro de tecnologías de mitigación, así como de los requerimientos de los consumidores en los mercados nacionales e internacionales. Los agentes locales no pueden llevar a cabo esta o ninguna otra tarea (p. ej., facilitar el contacto con instituciones de crédito) de manera adecuada si carecen de fondos y personal. Algunas cuotas pequeñas sobre los contaminantes apropiados pueden ayudar a obtener el financiamiento necesario.

Aquí resulta importante mantener cierto nivel de pragmatismo. Encontrar el nivel pigouviano exacto de determinado impuesto podría no ser importante en una economía donde es probable que el nivel cambie como resultado de la industrialización, migración, progreso tecnológico en la mitigación y otros factores relacionados con actividades de los sectores informales o basados en recursos naturales y mercados e instituciones poco desarrollados. Sin embargo, las políticas de la información se pueden tratar como el primer paso hacia las cuotas y otros instrumentos, como el etiquetado (p. ej., ver Capítulo 25 acerca de PROPER). Registrar la información durante las etapas tempranas del proceso es importante como línea base para evaluar el éxito de las medidas de política llevadas a cabo. Sin estas evaluaciones, la agencia local de protección ambiental no podrá aprender de sus aciertos y fracasos.

Los costos sociales y políticos (distintos de los económicos) de la bancarrota pueden ser elevados, lo cual tiende a indicar que los impuestos elevados serán difíciles de recaudar. Es crucial establecer el principio de que la contaminación es un costo que debe ser internalizado, y una cuota baja que se implementa y logra los pagos (así como algunos efectos de incentivo para la mitigación) es mejor que una cuota sin posibilidades de

implementación. Si se diseña cuidadosamente, una carga que se reembolsa en parte para que las industrias financien la mitigación y en parte financia la agencia de protección ambiental puede lograr la colaboración productiva de todas las partes (aunque hay algunos riesgos en este arreglo, la mayoría de los países en desarrollo que utilizan las cargas ambientales también depositan la recaudación en fondos ambientales [ver Capítulo 25]). Una de las ventajas de este tipo de cuota es que puede establecerse muy por encima de un impuesto puro.

## Notas

1. De hecho, los ecologistas también asumen que las plantas, animales y hasta los genes maximizan algo parecido a la utilidad: la "aptitud". Esta práctica no necesariamente refleja una creencia en la existencia de un propósito consciente en la naturaleza, pero sí refleja el hecho de que si los maximizadores compiten con los no-maximizadores, los maximizadores tenderán a ganar y por lo tanto dominar en el largo plazo a través de la selección natural.

2. Para un análisis de los impuestos ambientales bajo diferentes formas de altruismo, ver Johansson 1997b. El debate acerca de si la utilidad se deriva del ingreso mayormente absoluto o relativo tiene varios antecedentes en el pensamiento económico. El énfasis dominante está en el ingreso absoluto, pero algunos autores (p. ej., Oswald 1998) concluyen que el ingreso relativo es dominante (para un repaso general ver Weiss y Fershtman 1998). Johansson-Stenman et ál. (2002) llevaron a cabo una prueba empírica y descubrieron que ambos son importantes.

3. El incentivo financiero se diseñó para ser débil; un incentivo poderoso podría haber reforzado la toma cooperativa de decisiones. Algunas investigaciones han encontrado que cuando está en juego un monto financiero mayor, el comportamiento tiende a ser "el esperado" y "racional" (Smith y Waker 1993).

4. El cumplimiento se complica por el hecho de que por lo general es una variable inobservada (Heyes 2001). Solo después del monitoreo se encuentran algunas instancias de incumplimiento y, aun así, el estado de los demás —la mayoría, que no se suelen hallar en incumplimiento— no puede ser conocido con seguridad. Según "un estudio bien conocido de GAO" citado (pero no referenciado) por Heyes, solo el 3% de las empresas que la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos ha designado como cumplidoras con los estándares de emisiones al aire lo son realmente.

5. Los impuestos son elevados principalmente porque las emisiones de la empresa también lo son. Con emisiones totales altas, el daño marginal también es alto. La literatura es un tanto ambigua en cuanto a si el impuesto pigouviano apropiado es el daño marginal en equilibrio o en la situación actual (Baumol y Oates 1988, Capítulo 6.7). Con esta última interpretación, la tasa impositiva sería mucho mayor, multiplicando los problemas de liquidez de la empresa.

# *Aspectos internacionales*

**L**OS GOBIERNOS ESTÁN SUJETOS A NUMEROSAS convenciones internacionales relacionadas con el medio ambiente y el uso de recursos naturales en particular (ver Capítulo 10), y las inversiones, relaciones políticas y comercio (p. ej., el Acuerdo General sobre Tarifas y Aranceles [GATT], la Organización Mundial del Comercio [OMC]) en general. Al menos dos conjuntos distintos de factores afectan la formulación de políticas ambientales nacionales: por un lado las externalidades internacionales, y el comercio, las inversiones y otras relaciones económicas entre países que pueden restringir indirectamente la formulación local de políticas por el otro. La formulación internacional de políticas cumple un papel necesario en la provisión de bienes públicos y en lidiar con problemas de contaminación transfronteriza o global. La literatura sobre el federalismo fiscal indica que el argumento a favor de la armonización o las políticas internacionales no es tan poderoso cuando los contaminantes son puramente locales (Oates 1972, Murty 1996, Oates y Schwab 1996, Amacher 1998b).

## **Aspectos ambientales internacionales**

La contaminación transfronteriza es un problema ambiental que afecta a varias naciones. Las externalidades originadas por las actividades productivas de un país pueden ser percibidas en su mayor parte por consumidores o productores en otros países. Un ejemplo común es la lluvia ácida que se origina en Europa continental pero mata lagos y bosques en Escandinavia. Los problemas de contaminación y recursos naturales no respetan las fronteras antropogénicas que demarcan los países. Muchos problemas ambientales importantes son tan penetrantes o afectan a tantas naciones que se conocen como “contaminación mundial” o “males globales comunes”. El daño ambiental mundial, como la pérdida de la capa de ozono y efectos como el calentamiento global, son causados por niveles agregados de contaminación mundial, en teoría similar a la “mezcla perfecta” de la contaminación de fuente difusa en la dimensión internacional, excepto que no hay una autoridad supranacional que actúe a manera de regula-

dor e imponga penalizaciones colectivas. La política ideal podría ser los impuestos pigouvianos o los permisos subastados, pero estos mecanismos podrían no ser factibles, porque requieren el acuerdo internacional y la cooperación voluntaria de todos los países involucrados.

Los tratados se pueden considerar como otro instrumento más de política ambiental, aunque solamente para la formulación de políticas internacionales (Barrett, en preparación). Es esencial notar que existen algunas relaciones importantes de complementariedad y sustitución entre la formulación de políticas en el nivel nacional y en el internacional. La estructura y el diseño de los tratados ambientales y de otros tipos se suelen analizar mediante la teoría de juegos. Los tratados internacionales se deben negociar bajo restricción de la soberanía, lo cual significa que ninguna agencia supranacional puede hacer cumplir las políticas. Hay un elemento poderoso del "Dilema del Prisionero" (ver Capítulo 10) en la estructura de los juegos, porque aunque los países se benefician en conjunto de la colaboración, también existen los incentivos para el pase gratuito. La soberanía nacional significa que los tratados se deben redactar de manera que cumplir con lo dispuesto sea del interés de cada nación, porque no hay posibilidades de obligarlas a cumplir. Sin embargo, como los juegos se repiten, los países tienen incentivos para invertir en construir buenas relaciones y reputaciones, que facilitan la obtención de un equilibrio colaborativo. Se pueden utilizar estrategias tipo gatillo, y puede haber varias posibilidades de represalias porque las naciones "juegan" distintos "juegos" unas con otras que pueden considerarse conectados (Folmer et ál. 1993). Por ejemplo, un país puede reaccionar frente a regulaciones desfavorables en un área (p. ej., la política ambiental) tomado represalias en otra (como el comercio).

El tema del riesgo moral es aplicable en este contexto. En un estudio, los investigadores asumieron que un grupo de países que tienen conciencia ambiental pueden en potencia puede comprometerse a cooperar para proteger el ambiente (Petraakis y Xepapadeas 1996). Estos países pueden proveer pagos extraoficiales autofinanciados a un segundo grupo de países con menos conciencia ambiental, de modo tal que ambos grupos puedan conformar una coalición estable (mundial o parcial) que acuerde reducir las emisiones. Sin embargo, surge el problema del riesgo moral porque el nivel de emisiones de un país individual es inobservable por el resto de los países participantes; no siempre es posible monitorear los niveles de emisión de otros países soberanos. En este caso, cada país tiene un incentivo para abandonar el acuerdo cooperativo y disfrutar de los esfuerzos de los demás países que sí mitigan las emisiones. Por eso se diseña un mecanismo de castigo, para obligar a los países con menor conciencia ambiental a reportar sus verdaderos niveles de emisión (ver el análisis de la contaminación ambiental en el Capítulo 13). En un estudio sobre las estrategias utilizadas en los estados costeros con recursos limitados para contratar las flotas pesqueras de otros países se utilizó un mecanismo similar (Clarke y Munro 1987).

La coordinación entre tratados internacionales y políticas ambientales nacionales puede ser complicada. A menudo, los ambientalistas quieren ser proactivos y sugieren que sus respectivos países deben ofrecer el buen ejemplo. A veces es importante mostrar que ciertas metas o tecnologías son factibles, y para quienes creen en la hipótesis de Porter, puede resultar ventajoso ser los primeros. Sin embargo, también es importante pensar de manera táctica cuando se juegan juegos no cooperativos (Hoel 1991). La reducción altruista de la contaminación en un país fácilmente se puede ver deshecha por un aumento en la producción y contaminación en un país competidor. Por ejemplo, los países escandinavos, Estados Unidos y

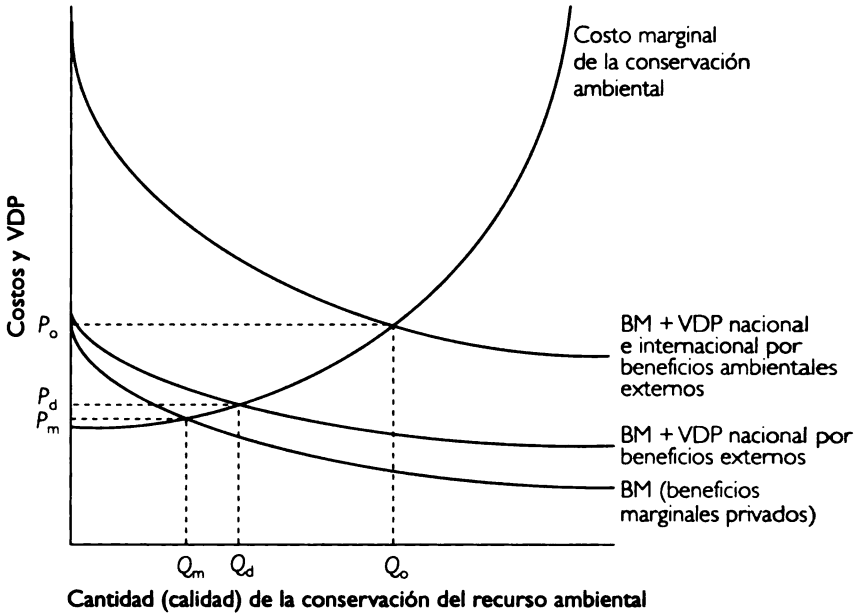
Canadá acordaron prohibir el uso de clorofluorocarbonos en aerosol más o menos una década antes del Protocolo de Montreal; pero ningún otro país los siguió (sin embargo, sus acciones sí ayudaron a trazar el camino que condujo al Protocolo de Montreal). Este efecto es un tanto similar a los efectos sobre el comercio de un impuesto nacional a la contaminación en una economía pequeña y abierta (ver la próxima sección).

La intención principal de los tratados internacionales es regular a los contaminadores como una forma de minimizar el daño ambiental. En algunas situaciones especiales (pero muy comunes), la víctima de la contaminación (o la sobreexplotación de un recurso natural) está preparada para contribuir a la mitigación (o preservación), quizás debido a diferencias en la valoración o el ingreso. En un caso típico, un país desarrollado puede estar dispuesto a pagar para prevenir la deforestación de los bosques tropicales u otras formas de degradación o destrucción ambiental en un país en desarrollo. La situación se puede analizar en términos de capas de efectos externos: por ejemplo, un bosque local tiene efectos externos positivos locales y mundiales. Los efectos locales por sí solos pueden no ser tan fuertes como para merecer la protección del bosque, pero aunados a los efectos mundiales generan un argumento convincente para la protección.

El *federalismo fiscal* es una rama de la teoría de las finanzas públicas centrada en la división de responsabilidades (incluyendo los impuestos y la provisión de bienes públicos) entre los distintos niveles gubernamentales. Partiendo del federalismo fiscal, resulta natural deconstruir el impuesto “óptimo” hacia un impuesto a los ingresos, un impuesto sobre la contaminación aérea local y un impuesto internacional al carbono, cuya recaudación se puede dividir entre los países del mundo (Murty 1996). Esta idea se ilustra en la Figura 17-1, donde los beneficios marginales privados (es decir, para la empresa o el propietario) son pequeños, de modo que el nivel de “mercado” de la conservación es bajo. En principio, añadir beneficios locales externos fomentaría un grado mayor de protección. Estos beneficios pueden adoptar la forma de bienes públicos locales (p. ej., protección de un microclima o del suelo, servicios de purificación del agua), que pueden ser importantes pero suelen ser difíciles de implementar en términos prácticos por causa de las instituciones imperfectas y otros factores. Cada hora se destruyen en el mundo muchos bienes comunes locales porque las personas que dependen de ellos no perciben que sus acciones sean destructivas o carecen del dinero, poder o influencia para defender sus intereses.

La adición de beneficios internacionales externos tales como la biodiversidad, el clima y demás aumenta el grado de la conservación (ver los beneficios superiores en la curva en la Figura 17-1). Tan importante o más en la práctica es el hecho de que la posibilidad de que haya conservación aumenta considerablemente. Los pagos internacionales se pueden canalizar a través de varios mecanismos que reflejarían una voluntad de pagar para evitar (la parte internacional de) los efectos externos; algunos de estos mecanismos son el Global Environmental Facility (GEF), el mecanismo de desarrollo limpio (MDL) y los canjes de deuda por naturaleza<sup>1</sup> (ver Capítulo 30 sobre el MDL y los canjes de deuda por naturaleza y el Capítulo 27 sobre el financiamiento del GEF). Se deben resolver varios problemas, como la “adicionalidad”, que pregunta:

- ¿Cómo sabe el país donante que las hectáreas protegidas del bosque son realmente una adición a aquellas que el país destinatario hubiera decidido proteger o conservar de todos modos?
- ¿Cómo sabe el país destinatario que el dinero que recibe es realmente “adicional”?



**Figura 17-1. Beneficios privados y sociales en distintos niveles**

*Notas:* VDP = voluntad de pago;  $P$  = precio;  $Q$  = variables de cantidad o calidad; BM = beneficios marginales. Los subíndices  $o$ ,  $d$  y  $m$  representan el óptimo mundial, el óptimo doméstico y el mercado doméstico sin beneficios ambientales, respectivamente.

Los países destinatarios pueden asumir que los países donantes tienen una partida presupuestaria fija para la ayuda internacional y que este tipo de fondo simplemente desplaza fondos que de todos modos se habrían recibido. Sin embargo, si estas y otras dificultades (p. ej., en relación con el control y la verificación) se resuelven, entonces este tipo de mecanismo puede no solo complementar sino también ayudar a organizar la voluntad local de pagar por beneficios locales.

## Comercio, relaciones internacionales y formulación local de políticas

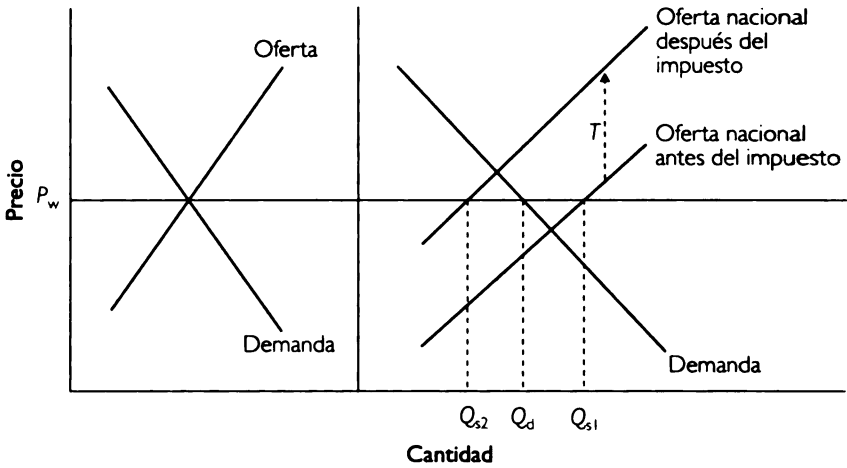
Independientemente de los nexos ambientales directos entre países, las políticas ambientales locales deben acatar varias restricciones en relación con otros aspectos de las relaciones internacionales. Por ejemplo, los acuerdos comerciales rechazan las barreras “no tarifarias”, y una queja común es que las regulaciones ambientales locales no están diseñadas para proteger el medio ambiente sino que esconden el propósito de apoyar o dar preferencia a los productores locales. Por su parte, los gobiernos se quejan (o se excusan convenientemente) de que no pueden utilizar el instrumento de política ambiental de su preferencia porque se ven restringidos por regulaciones irrelevantes diseñadas para proteger el libre comercio. La creencia general es que el libre comercio aumenta el bienestar, aunque no necesariamente en presencia de distorsiones ambientales (Zhao 2000).



La regionalización de la actividad económica va en aumento, como demuestra la importancia cada vez mayor de bloques comerciales como la Unión Europea y el Tratado de Libre Comercio de América del Norte, creando restricciones para la formulación de políticas nacionales. Tiene ventajas y desventajas, dependiendo de cuán grande sea el énfasis en la armonización y cuán respetado sea el principio de subsidiaridad. Los procesos del GATT y la OMC para la liberalización del comercio son esenciales en este contexto. El conjunto actual de organizaciones es la culminación de muchas décadas de esfuerzo para reducir barreras comerciales irracionales, que propugnan la protección de los intereses locales (empleo y otros) pero también reducen la eficiencia, el crecimiento y el bienestar agregado. Se entiende entonces que los negociadores desconfíen de nuevos tipos de barreras comerciales (explícitas o implícitas). Las economías grandes y cerradas pueden implementar políticas ambientales más o menos a su gusto, pero para entender la importancia del comercio resulta instructivo observar cuáles son las restricciones que el libre comercio impone sobre las economías pequeñas y abiertas. La condición básica en dichas economías es que los precios de los productos son determinados por el mercado mundial y que los precios de mercados mundiales no pueden ser influenciado por políticas locales.

Esta condición tiene implicaciones un tanto diferentes para los impuestos basados en la producción y el consumo. Si el consumo de cierto bien produce externalidades, es obvio que se hace necesario un impuesto al consumo. Este tipo de impuesto reducirá el consumo en un país pequeño. Cuando la demanda doméstica cae, los precios mundiales también lo hacen, y el consumo en el resto del mundo aumenta un poco. Con elasticidades convencionales de precios, el consumo agregado también decrece y el impuesto cumple su propósito, aunque sea en parte. Un ejemplo clásico es el impuesto al carbono sobre el consumo de gasolina en un país con impuestos elevados sobre el combustible. Aunque se reduce el consumo en el país que cobra el impuesto, en teoría el precio global de los recursos con base en carbono (como el petróleo) cae y compensa una parte de la disminución en el uso. Este efecto se suele conocer como *fuga de carbono*.

Cuando la producción *per se* da lugar a externalidades, se necesitan impuestos sobre el producto o los insumos. Estos impuestos son particularmente problemáticos en economías pequeñas y abiertas porque encarecen la producción nacional, lo cual conduce a menos exportación y más importaciones. Este efecto se ilustra en la Figura 17-2, donde el lado izquierdo muestra cómo el mercado mundial establece el precio de equilibrio  $P_w$ . El lado derecho muestra la economía pequeña y abierta con la demanda  $Q_d$ . El impuesto local carece de efecto sobre el precio mundial o la demanda doméstica pero sí deprime el margen de las ganancias de los productores locales, de modo que su oferta disminuye (de  $Q_1$  a  $Q_2$ ), por lo que el país pequeño deja de ser un exportador neto (de  $Q_1 - Q_d$ ) y se convierte en un importador neto (de  $Q_d - Q_2$ ). Como el precio en el mercado mundial no se ve afectado, el consumo total y por lo tanto la producción serán las mismas; el único efecto será la migración de la producción hacia otros países (que no cobran el impuesto en cuestión). La reubicación resulta en que se genera más o menos la misma cantidad de contaminación. Si otros países utilizan tecnologías menos eficientes o más contaminantes y el contaminante en cuestión es verdaderamente mundial, entonces el efecto neto de la política impositiva podría ser aumentar la contaminación global. Los costos en el corto plazo para la economía local serían la pérdida de producción, ingreso y



**Figura 17-2. Efecto de los impuestos ambientales en una economía pequeña y abierta: mercado mundial (izquierda) y nacional (derecha)**

*Notas:*  $P_w$  = precio en el mercado mundial;  $Q_s$  = oferta nacional antes (1) y después (2) del impuesto;  $Q_d$  = demanda nacional;  $T$  = nivel de impuesto nacional.

empleo, y en el largo plazo incluirían adaptaciones de la tasa de cambio y un nuevo equilibrio con, en principio, un nivel menor del salario de equilibrio. Se obtendrían efectos similares con cualquier instrumento que aumente los costos agregados de producción en la economía pequeña y abierta. Los permisos transables subastados o asignados con criterios históricos tendrían el mismo efecto; el efecto sería mucho menor con una asignación de permisos basada en la producción o un esquema de permisos reembolsables (o si se utilizara un mecanismo de comando y control; ver Capítulo 9).

Al seleccionar instrumentos de política para economías pequeñas y abiertas se deben considerar varios aspectos especiales. Primero, los impuestos a la producción en sectores competitivos no son tan efectivos o deseables como en una economía cerrada. Si se requiere un instrumento para cierto sector (donde se percibe un riesgo de que algunas compañías quiebran como resultado de la competencia con empresas que no están sujetas a ningún control), entonces podrían ser preferibles los instrumentos como la regulación, las asignaciones de permisos basadas en la producción, los esquemas de impuesto-subsidio o los pagos reembolsables por las emisiones. Para los sectores protegidos (como la salud pública y la construcción vial, donde la presión por parte de competidores externos no existe o es menor) también pueden ser preferibles los impuestos. Un efecto que podría tornarse problemático con programas de gran escala, como el del comercio de emisiones de carbono, es que las compañías multinacionales comercien con los permisos y mueven los costos de mitigación entre subsidiarias, de modo tal que trasladen sus ganancias de países con un impuesto al ingreso elevado hacia paraísos fiscales o países con impuestos bajos. Este efecto puede ser más fuerte en contextos de regímenes parciales de comercialización (Fischer 2000a, 2000b).

El análisis anterior aplica estrictamente a los problemas ambientales mundiales; los problemas ambientales locales se pueden manejar con cargas aun si las soluciones re-

quieren el costo de pérdida de producción, trabajos y exportaciones. Si este es el caso, entonces el país simplemente selecciona la carga apropiada u otro instrumento y acepta la pérdida de producción porque esta es menor (desde el punto de vista del bienestar) que la externalidad local involucrada. Este intercambio es la esencia del federalismo fiscal o del enfoque de subsidiaridad (Oates 1972, Oates y Schwab 1988, 1996) (ver el Capítulo 25 para un estudio de cómo las cuotas de los efluentes varían dentro de China para reflejar las prioridades locales). Además, puede seguir habiendo problemas relacionados con la distribución de bienestar en el nivel local: algunas personas pueden obtener empleo u otros beneficios mientras otros pueden cargar con una parte desproporcionada del ecosistema deteriorado.

Tradicionalmente, la mayoría del interés en la mitigación de la contaminación se ha concentrado en las chimeneas de las fábricas y las tuberías de efluentes. Sin embargo, otra clase de problemas ambientales se relaciona no con los procesos industriales sino con los productos (y por lo tanto el consumo). Dichos productos (que incluyen los tubos fluorescentes, las baterías de plomo, los plaguicidas y la pintura, así como los alimentos, juguetes, tintes y combustibles baratos pero inseguros) pueden generar emisiones localmente importantes de mercurio, plomo y otras toxinas, pero su liberación “más allá de la fábrica” (es decir, en el producto) suele ser bastante mayor. No hay un intercambio compensatorio entre producción y medio ambiente local o global sino entre medio ambiente local y consumo, incluyendo las importaciones. Los impuestos al consumo son eficaces en estos casos, y los formuladores de políticas no tienen que preocuparse por sus efectos sobre el empleo o la fuga de capitales. Para los contaminantes locales, la reubicación del consumo (mencionada en relación con el concepto de fuga de carbono) no es un tema.

El máximo ejemplo son los desechos peligrosos que a veces se venden de manera inescrupulosa a empresas en países en desarrollo. Esta práctica es difícil de regular porque es disimulada. Los desechos se pueden vender (y etiquetar) como combustible o fertilizante, pero el verdadero propósito de la transacción es evitarle al “vendedor” el tratamiento costoso de los desechos logrando que el “comprador” disponga de ellos de forma barata. Una combinación de instrumentos (incluyendo información, responsabilidad y leyes penales) es lo más apropiado (ver Capítulo 27).

La hipótesis de la economía pequeña y abierta es relevante para muchas economías en desarrollo y antiguamente planificadas. De hecho, el consejo de política (del Banco Mundial y otros foros internacionales) para estos países es aumentar su nivel de apertura. Es un paso importante hacia el crecimiento económico, pero resulta en restricciones severas a la formulación de políticas locales. Muchos países en desarrollo deben enfrentar flujos de capital considerables y la propiedad extranjera de recursos minerales y naturales importantes, además de las relaciones comerciales. En consecuencia, las partes externas gozan de mucho poder, que podría generar un conflicto en relación con los impuestos sobre las rentas generadas por los recursos u otras políticas que promuevan la conservación. No se debe percibir que los intereses privados de los propietarios extranjeros interfieren con la política de países cuyo desarrollo depende en gran medida de sus recursos naturales. Es probable que aconsejarle a los países con grandes cantidades de recursos naturales sin explotar que “abran” sus economías genere incentivos poderosos para la sobreexplotación de estos recursos si la apertura tiene lugar antes de que tengan la capacidad de formular políticas ambientales y

de recursos naturales, hacer cumplir las regulaciones, y asignar y defender los derechos de propiedad, entre otros.

En contraste, otros sectores de las economías en desarrollo y antiguamente planificadas necesitan urgentemente de la apertura. La operación de plantas ineficientes con precios relativos distorsionados (mantenidos por estructuras tarifarias irracionales, cuotas o subsidios) tiene efectos perjudiciales sobre la economía local y el medio ambiente. La desregulación no es mala pero debe hacerse con cuidado, respetando los riesgos inherentes. En general, las políticas micro y macroeconómicas se deben desarrollar en conjunto con instituciones fundamentales, como el derecho de propiedad. Si una economía ha sufrido un daño severo, se hace necesario un ajuste estructural; si las tasas de cambio o interés no está en línea con las de otros países, entonces ninguna otra política microeconómica será eficaz. Los períodos de inestabilidad o transición pueden conllevar efectos inesperados y aumentar la necesidad de instituciones eficaces en el nivel micro en sectores que gobiernan los recursos naturales vulnerables.

## La competitividad y la hipótesis de Porter

Gran parte de la atención política hacia temas comerciales se enfoca en la competencia. En las economías pequeñas y abiertas en particular, siempre está presente la pregunta de si las políticas ambientales (y de otros tipos) afectan la competitividad. Las hipótesis relevantes son contradictorias (Albrecht 1998). Por un lado, la hipótesis de “fuga industrial y paraíso de contaminadores” argumenta que la regulación conducirá a la reubicación de las industrias. En principio, la mayoría de los economistas esperan esta respuesta basada en la ventaja comparativa, aunque es probable que el efecto sea pequeño. Por otro lado, la hipótesis de Porter, formulada por el gurú de la administración Michael Porter, de Harvard, postula que la regulación ambiental aumentará la productividad, como resultado de su efecto secundario sobre la innovación (Porter 1990, Porter y van der Linde 1995). Sus ideas subyacentes más importantes son:

- las tecnologías más limpias no han sido exploradas y por lo general resultan más eficientes y, por lo tanto, conducen a un ahorro en los costos, y
- el esfuerzo de tener que adaptarse a una regulación estricta obliga a la empresa a aumentar su productividad, lo cual la pone en una posición fuerte en comparación con sus competidores (esto es particularmente cierto si las regulaciones abarcan varios países).

La lógica de la hipótesis de Porter ha sido criticada por economistas que dicen que si las oportunidades productivas fueran reales, serían explotadas independientemente de la legislación. Sin embargo, es posible construir modelos donde alguna otra imperfección regulatoria o del mercado conduzca al efecto de Porter (Bonato y Schmutzler 2000). Un modelo confirma la imposibilidad lógica del efecto puro de Porter pero señala varios mecanismos que indican que el costo de cumplir con la regulación puede ser bajo (Xepapadeas y de Zeeuw 1999). El cumplimiento con la regulación no es necesariamente automático pero debe ser asumido para que la hipótesis funcione (ver Capítulo 16). Un modelo de regulación con grupos de presión

muestra que si el sector empresarial cree en el efecto de Porter, la agencia de protección ambiental debe tomar en cuenta la perspectiva de Porter, incluso si la considera errada y mal encaminada (Heyes y Liston-Heyes 1999).

La evidencia empírica que apoya estas hipótesis es ambigua. Porter no prueba sus modelos formalmente sino que utiliza ejemplos exitosos o estudios de caso para fundamentar sus hipótesis. Sin embargo, sería fácil encontrar ejemplos contrarios, tales como compañías cuyas ganancias no han aumentado a pesar de la legislación o la inversión ambiental (Palmer, Oates y Portney 1995)<sup>2</sup>. Estos efectos son probablemente pequeños porque la proporción que la mitigación o los impuestos ambientales tienen en los costos de producción es pequeña también (para la mayoría de los sectores). Por su naturaleza, no es sencillo probar este tipo de relación. Obviamente, la hipótesis de “fuga industrial y paraíso de contaminadores” conducirá a más inversiones, actividad industrial y exportaciones por parte de sectores que se benefician de estar ubicados en un país con legislación ambiental laxa, mientras que la hipótesis de Porter indicaría lo opuesto.

Un obstáculo en este análisis es la dificultad de cuantificar si la legislación ambiental es laxa o estricta<sup>3</sup>. Otro es encontrar una situación que pruebe lo contrario. Aparentemente, tomaría bastante tiempo que estas tendencias se materialicen y, durante ese período, están en juego muchos otros factores importantes que pueden estar relacionados con la relajación de la legislación y los patrones de crecimiento, y por lo tanto será difícil identificar estadísticamente los resultados.

## Lectura adicional

Adams 1997  
 Barret 1997, 2000  
 Carraro 1987  
 Hel y Schneider 1997  
 Huhtala y Samakovlis 1998  
 Jaffe et ál. 1995  
 Mäler y de Zeeuw 1998  
 Smith y Walsh 2000  
 Ulph 1996

## Notas

1. El Global Environment Facility (GEF) es una fuente de créditos para las inversiones ambientales en los países en desarrollo. Fue establecido en 1990, a partir de una propuesta francesa, y es manejado conjuntamente por el Banco Mundial, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Los fondos para el mecanismo de desarrollo limpio se originaron en tratados internacionales como el Protocolo de Montreal, que establece una compensación para que los países pobres cubran sus gastos en tecnología. Existe un mecanismo nuevo, aunque un tanto similar al GEF, lanzado en 1997 en Kyoto para asuntos relacionados con el clima mundial (Deacon y Murphy 1997, Pearce 1999). Los canjes de deuda por naturaleza son acuerdos por los cuales una de las partes (por lo común una ONG) “compra” deudas, aliviando así a los países endeudados de parte de su deuda. Como parte del trato, se utilizan fondos nacionales para garantizar algunos proyectos ecológicos, como la protección de ecosistemas naturales.

2. En un ejemplo se propuso la hipótesis de la fuga industrial, pero más adelante las industrias admitieron que en realidad la regulación (la prohibición del tricloroetileno en Suecia) no afectó su competitividad (ver Capítulo 24).

3. Normalmente se utilizan las cifras de mitigación declaradas por las empresas en estos estudios, pero utilizar esta variable es problemático desde el punto de vista conceptual. Además del aspecto de la confiabilidad de los datos, las cifras de mitigación son endógenas en lugar de exógenas. Si acaso, pueden reflejar el cambio en (en lugar del nivel de) laxitud ambiental.

## *El diseño de instrumentos de política ambiental*

**E**N LA FORMULACIÓN DE POLÍTICAS REALES, todos los aspectos discutidos en la Parte III deben combinarse e interactuar con los detalles intrincados de otras formulaciones de política. Para facilitar un diálogo con el formulador de la política, resulta deseable resumir los resultados de la modelación del diseño de instrumentos en varias condiciones en una matriz de selección política (MSP).

Dicho ejercicio puede ser posible para un problema complejo, para el cual se puede limitar el número de opciones, pero para el nivel general de esta discusión es imposible hacerle justicia a todas las complejidades en un solo cuadro. Sin embargo, en aras de la ilustración, el Cuadro 18-1 presenta un resumen de la MSP.

### **Matriz de selección de políticas ambientales**

La Fila 1 del Cuadro 18-1 muestra las políticas preferidas para la eficiencia estática (es decir, eficiencia de costos en el sentido de asignación estática). Es el argumento económico más clásico, explicado en muchos libros de texto. El concepto básico es que si las diferencias en los costos marginales de mitigación (pero no en los daños, donde se asume una mezcla perfecta) son grandes, se puede obtener un ahorro considerable permitiendo que los agentes con los menores costos de mitigación lleven a cabo la mayor parte de la misma. Usualmente se asume que el regulador posee un conocimiento imperfecto sobre los costos y por tanto puede escoger reducciones uniformes al utilizar instrumentos de comando y control. Los instrumentos de mercado (IM) se prefieren porque tienden a equalizar los costos marginales y la eficiencia en la asignación de los recursos para la limpieza ambiental. La Fila 2 exhibe una situación estrechamente relacionada, en la cual el costo marginal de mitigación es empinado y

sus beneficios son planos; en este caso, los instrumentos tipo precio son por lo general la mejor opción.

En contraste, la Fila 3 refleja una situación en la cual los costos de los daños ambientales varían considerablemente, otorgándole a la licencia individual y las regulaciones de huso horario y delimitadas por zonas una ventaja clara. Las alternativas (p. ej., permisos ambientales o impuestos diferenciados) pueden ser demasiado complejas. Cuando es necesario lograr un nivel definido de cumplimiento de metas, como en la Fila 4, la mayoría de los IM dependen de un estimado de la respuesta (es decir, la elasticidad) para alcanzar el nivel de respuesta adecuado. Si el país está sujeto por tratados o si hay umbrales considerables en la función de daño (o esta es empinada) y es absolutamente necesario alcanzar una meta exacta, entonces es arriesgado ponerse a buscar el nivel apropiado de impuesto o carga. En este caso se prefiere la regulación física, pero regular una fuente a la vez puede causar problemas para la contaminación agregada y por lo tanto para los niveles en el ambiente. El mejor instrumento puede ser entonces un permiso transable que combine las características de un mecanismo de mercado con un diseño que asegure el cumplimiento de las metas agregadas.

La Fila 5 muestra cómo los instrumentos se adaptan a cambios como la inflación; los cambios más complicados, como el crecimiento económico y el ingreso (presentados en el Capítulo 12) no se discuten aquí. El principio básico es que los instrumentos de cantidad arrojan un nivel constante de emisiones que es deseable (p. ej., dada la inflación y quizás el ingreso). Los instrumentos de precio arrojan una señal de precio constante que es indeseable dada la inflación; la inflación debilitará la política, lo cual normalmente es indeseable (una excepción posible son los instrumentos de subsidio, porque los subsidios permanentes pueden tener muchos efectos negativos, y por tanto podría ser bueno si el subsidio decrece gradualmente por la inflación).

La eficiencia dinámica es una medida de qué tan bien promueve un instrumento de política el uso eficiente de los recursos —incluyendo los recursos ambientales— en presencia de un cambio tecnológico rápido (Fila 6). Si el costo marginal de mitigación decrece en un 50% al año, el nivel de contaminación socialmente eficiente este año será excesivo dentro de unos pocos años. Con una política de comando y control, el regulador se verá obligado ya sea a actualizar los permisos a menudo o a aceptar que los niveles errados permanezcan durante un tiempo prolongado. En principio, podrían ocurrir problemas similares con el nivel apropiado de impuestos o cargas, pero cuando el daño marginal de la contaminación es relativamente constante estos instrumentos son superiores porque siguen ofreciendo incentivos precisos para la mitigación sin necesidad de ajustes. En esta situación, los permisos de emisión transables no se ajustarían automáticamente; sería necesario un diseño más elaborado, con revisiones frecuentes del número de permisos.

Es difícil lograr impuestos lo suficientemente detallados para condiciones ambientales complejas (p. ej., algunos químicos industriales y plaguicidas agrícolas), como se indica en la Fila 7. Muchos químicos son potencialmente dañinos, y aunque se podría utilizar impuestos sobre los productos en algunos contextos, crear un conjunto detallado de impuestos que pueda discriminar entre sustancias sería una tarea ardua. Al escoger entre dos productos o procesos, la cantidad de información disponible es tal que debe

**Cuadro 18-1. Ejemplo de una matriz de selección de políticas ambientales**

No. de fila	Criterios y condiciones	Impuestos y cargas	Instrumentos bipartitos	Subsidio	Permisos de emisión transables	Instrumentos de comando y control	Revelación de la información y otros
1	Eficiencia estática	Mejor: con costos heterogéneos de mitigación, los IM ahorran en los costos.				Costos elevados, especialmente con tecnología obligada.	
2	Costos marginales empinados, beneficios planos	Mejor: con curvas de beneficios planas o curvas de mitigación empinadas, se prefieren las políticas tipo precio.					
3	Eficiencia con heterogeneidad en los costos de los daños	La vanación en los impuestos se percibe como injusta y poco práctica. La tecnología moderna puede incrementar su factibilidad.			Los permisos ambientales son difíciles.	Mejor: licencia, delimitación de zonas y regulación.	
4	Costos marginales planos, beneficios empinados	Es difícil alcanzar las metas con exactitud porque los IM dependen de estimados de la demanda. Las cuotas bajas llevan a la contaminación excesiva.			Mejor: se logra el control de las emisiones agregadas.	Se controlan las emisiones individuales pero no las agregadas.	La provisión de información y la legislación de la responsabilidad son prerequisites o sustitutos necesarios.
5	Inflación	Los instrumentos de precio son sensitivos.			No son afectados por la inflación.		
6	Eficiencia dinámica	Los IM conllevan ahorros en los costos y eficiencia intertemporal. Los subsidios distorsionan las condiciones de ingreso y salida. Es necesario prestar atención a los detalles de la asignación de permisos y reembolsos. Los instrumentos de cantidad son menos satisfactorios con el progreso tecnológico rápido.				Las licencias de comando y control no ofrecen incentivos.	
7	Complejidad	Las complejidades técnicas o ecológicas ponen los IM en desventaja.				Licencia, responsabilidad, AV o revelación de la información.	
8	Aspectos políticos y de distribución	Los impuestos no son populares entre los contaminadores; podían ser preferibles las cargas.	La flexibilidad es una ventaja.	El más popular entre los contaminadores.	La flexibilidad se relaciona con el mecanismo de asignación de permisos.	A los contaminadores les gusta porque solo pagan por la mitigación.	La revelación de la información es un primer paso. La responsabilidad puede ser importante.



9	Información asimétrica y riesgo, contaminación de fuente difusa	Difícil sin el monitoreo adecuado. Los impuestos ambientales son difíciles.	Mejor: se prefieren los contratos que se revelan a sí mismos.	La máxima política si no es posible encontrar un contaminador.	Difíciles sin el monitoreo adecuado.	La tecnología obligatoria es fácil de inspeccionar.	Etiquetas, responsabilidad y manejo de recursos de propiedad común son buenos ejemplos.
10	Pequeño número de contaminadores	— Inadecuados por razones de eficiencia administrativa y mercados débiles.	—	—	—	—	Puede ser mejor para números pequeños.
11	Búsqueda de rentas	Engendran oposición.	Tienen potencial.	Malo: conduce a la búsqueda de rentas.	Pueden utilizarse como barrera al ingreso.	La negociación individual presenta riesgos.	Es necesario eliminar los subsidios.
12	Equilibrio general	Óptimos, debido a los efectos de producción y reciclaje del ingreso.	No tiene efecto sobre la producción.	Los efectos perversos sobre la producción son costosos para el estado.	Efecto de producción pero no hay ingreso a menos que se subasten los permisos.	—	Normalmente no aplican.
13	Economía en desarrollo	La inflación y la corrupción complican las políticas tipo fondos ambientales son atractivos. Los aspectos de monitoreo y el cumplimiento requieren atención.	Los aspectos políticos del monitoreo y el cumplimiento requieren atención.	Los fondos ambientales son atractivos. Los aspectos políticos del monitoreo y el cumplimiento requieren atención.	Prometedores, pero hay que resolver cuestiones legales primero	La revelación de la información y la regulación son puntos de partida naturales. El manejo de recursos de propiedad común puede ser útil. Se deben construir instituciones.	
14	Contaminación mundial; economía pequeña y abierta	Se requiere coordinación, en particular en los sectores competitivos.	Pueden ser preferibles.	Suelen chocar con las reglas comerciales.	Los instrumentos de cantidad mejor en el marco de los tratados internacionales.	Los instrumentos de cantidad pueden calzar mejor en el marco de los tratados internacionales.	Tratados internacionales. Transferencias de dinero hacia países pobres.

Notas: los mecanismos bipartitos incluyen esquemas de depósito-reembolso. IM = instrumentos de mercado; AV = acuerdos voluntarios.

ser destilada para que los costos de transferencia y asimilación de la información sean manejables. Si hubiera cargas individuales sobre cada químico, el mecanismo de mercado llevaría a cabo esta función interpretativa; sin embargo, este abordaje no es muy práctico. Así, en este caso, otros instrumentos tendrán la ventaja. Los mejores instrumentos de política para algunas instancias de procesos industriales complicados pueden ser los procedimientos tradicionales de licencia, que le permiten a la autoridad sopesar muchos factores y establecer varias reglas o acuerdos voluntarios. Del otro lado de la balanza está la revelación de la información. En algunos casos, el etiquetado verde parece funcionar de manera eficiente para condensar la información destinada a consumidores, accionistas y ciudadanos, de modo que puedan tomar decisiones informadas. En casos complejos, las políticas requeridas son muy diferentes, dependiendo del estado de la ecología. Antes de un colapso ecológico, el principio precautorio puede sugerir políticas tipo cantidad (aunque existe una compensación con la eficiencia cuando hay muchos contaminadores). Después de un colapso ecológico, los costos de recuperación y adaptación pueden ser tan elevados que se vuelve inevitable algún tipo de subsidios.

La Fila 8 muestra el potencial que tienen los agentes afectados de resistir algunas políticas ambientales. Las compañías, que pueden perder grandes cantidades de dinero en cargas ambientales, y los consumidores pueden cuestionar la legitimidad de una política particular. La atención política se suele concentrar en políticas que puedan tener un efecto regresivo, de modo que los consumidores pobres tengan una proporción mayor de su presupuesto disponible para cierto bien (p. ej., algunas formas de energía). En dichos casos, el diseño cuidadoso del instrumento parece crucial para su aceptación política. Se dice que los permisos de emisión transables pueden ser preferibles a los impuestos porque los contaminadores principales se ven recompensados con derechos de propiedad, y en muchos casos las cargas han resultado preferibles a los impuestos. Si los contaminadores comparten una preocupación genuina por algún problema ambiental en particular, manifestarán un interés marcado en ver que las cargas recaudadas se asignen a esa causa. Para las emisiones de óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) de fuentes de combustión grandes en Suecia, el reembolso de las cargas hace que el costo neto de la política sea bajo, facilita su aceptación y simplifica la aplicación del instrumento a solamente un subgrupo de contaminadores. Los contaminadores establecidos suelen sentirse más cómodos con las licencias convencionales, pero estas pueden involucrar un sesgo por fuente nueva. Muchos otros aspectos relacionados con la psicología y la sociología de los instrumentos de política se omiten del cuadro por razones de espacio.

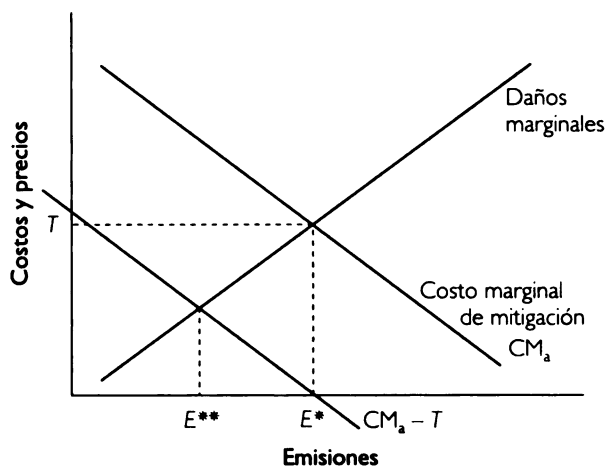
La Fila 9 refleja las múltiples situaciones donde el monitoreo es prácticamente imposible; por ejemplo, en las "emisiones" pequeñas de metales y otros químicos tóxicos de los hogares. Estas emisiones tienen lugar en pequeña escala y están tan dispersas y son tan intermitentes que resultan imposibles de monitorear, tornando ridículo cualquier impuesto, carga o regulación física. Los únicos mecanismos que pueden funcionar en estas circunstancias son la información (p. ej., la persuasión o la educación) y los incentivos que se revelan y obligan al cumplimiento por sí mismos (p. ej., los esquemas de depósito-reembolso y ciertos subsidios). Los subsidios y la provisión pública son los mejores instrumentos cuando el problema ambiental incluye un componente grande de bien pú-

blico (como en la investigación sobre tecnología de mitigación o la gestión de recursos de propiedad común). La gran ventaja de los esquemas de depósito-reembolso es que se cancela el equivalente de un impuesto a las emisiones cuando se compra un producto (que es, a priori, el único momento cuando puede ser posible atraer la atención del contaminador potencial). Esta cuota se reembolsa si no ocurren las emisiones, pero la carga de la prueba se deposita claramente sobre el individuo, quien debe retornar el producto para probar que no hubo emisiones o que sí hubo una eliminación inadecuada. Este ejemplo simple del mecanismo de revelación es central para el diseño de instrumentos de política en condiciones de información asimétrica (Capítulo 13).

Las Filas 10 y 11 se refieren al número de agentes y la estructura del mercado en cuestión. Si hay un monopolio, los formuladores de política no van a trazar leyes fiscales generales para influenciar el comportamiento de ese agente en particular. Es mucho más simple emitir una regulación. Más aun, gravar las emisiones de un monopolio es complicado, porque existen dos fallas de mercado: no hay mercados para la contaminación y la oferta es restringida por parte del monopolio. Además, cuando hay pocos agentes, pueden pensar y actuar estratégicamente; su preocupación principal puede ser no el mercado para la contaminación per se sino otros mercados (p. ej., mercados de crédito, laborales o de productos). Así, la compañía en monopolio puede utilizar a los reguladores para fortalecer su posición competitiva. Este riesgo es obvio en la regulación directa, donde las regulaciones más generosas para las empresas más antiguas crean una barrera indirecta al ingreso de empresas nuevas. De modo similar, se puede comprar o prevenir la venta de los permisos de emisión transables por razones estratégicas. Los subsidios son la peor opción de política, mientras que los impuestos y las cargas causan menos problemas de este tipo. Cuando el número de víctimas es pequeño, las negociaciones pueden ser el instrumento apropiado.

La Fila 12 se refiere a los efectos de equilibrio general y el aspecto del dividendo doble, que son particularmente importantes en el caso de contaminantes que se espera generen ganancias sustanciales en el largo plazo (cuando el nivel óptimo de contaminación está lejos de cero). La Fila 13 se denomina “economía en desarrollo”, categoría demasiado amplia para transmitir algún significado. Varias consideraciones aplican para estos países: niveles bajos de ingreso, mucho énfasis en aspectos distributivos y altas tasas de crecimiento (desafortunadamente no en todos estos países). Muchos otros rasgos especiales pueden ser comunes o no: alta densidad poblacional, complejidad ecológica, altas tasas de inflación, bajas tasas efectivas de competencia, problemas relacionados con la corrupción, falta de expertos técnicos y de apoyo político para programas ambientales. Estos tipos de características individuales para cada país son más decisivas para el diseño de políticas que el simple hecho de que un país sea uno más de las muchas economías en desarrollo.

De manera similar, la Fila 14 cubre un amplio espectro de aspectos relacionados con la contaminación y la economía mundial (ver Capítulos 16 y 17, respectivamente). Una economía abierta y pequeña no puede gravar los insumos productivos de la misma manera que una economía cerrada, situación que puede conducir a una “carrera hacia el abismo” o al desarrollo de paraísos de contaminadores, a menos que las políticas ambientales se coordinen de algún modo. Dicha coordinación es particularmente importante en



**Figura 18-1. Interacción entre impuestos ambientales y negociaciones**

*Notas:*  $T$  = impuesto ambiental;  $E^{**}$  = nivel subóptimo alcanzado a través del uso conjunto de dos instrumentos separados (negociación e impuesto), donde cada uno hubiera logrado un nivel óptimo si se hubiera utilizado por sí solo;  $E^*$  = nivel óptimo de emisiones (y mitigación);  $CM_a$  = costo marginal de mitigación.

el caso de los contaminantes globales, para los cuales la acción doméstica sin el respaldo de tratados internacionales es mayormente simbólica.

Inevitablemente, muchos temas quedan sin analizar. Con la contaminación del ambiente, existen muchos conjuntos especiales de políticas para promover la colaboración entre los contaminadores, porque pueden ayudar a monitorearse unos a los otros. En los países en desarrollo, los aspectos distributivos y de política económica son más importantes, y se debe formar, informar, capacitar y financiar agencias y autoridades de protección ambiental. Los instrumentos de información y las cuotas bajas (para proveer fondos) pueden contribuir a la mezcla adecuada de instrumentos en las etapas tempranas de formulación de políticas.

## La interacción entre políticas

Es típico de la naturaleza de la formulación de políticas que las regulaciones y los instrumentos novedosos tiendan a suplementar en lugar de sustituir a los que les preceden. ¿Cuáles son los efectos conjuntos de la utilización de varios instrumentos? A veces, se requieren varios instrumentos para alcanzar varios objetivos. En otras ocasiones, el uso de instrumentos diferentes refleja el desarrollo histórico o la interacción involuntaria de la legislación en varios niveles gubernamentales (local, regional, nacional e internacional).

Basta con un ejemplo para el caso de los números pequeños, donde se puede crear interacciones sin querer entre las negociaciones y otros instrumentos de política. La Figura 18-1 ilustra uno de estos casos, donde el nivel óptimo de contaminación ( $E^*$ )

se podría alcanzar (en principio) ya sea mediante la negociación o a través de alguna política iniciada por el estado, como los impuestos ( $T$ ). Sin embargo, si el estado estableciera un impuesto y las víctimas consiguieran luego negociar con el contaminador, podrían alcanzar un nivel de contaminación subóptimamente bajo ( $E^{**}$ ). Quizás esta combinación de negociación e impuestos no sea muy común, pero son posibles muchas otras combinaciones.

Los esquemas de etiquetado no necesariamente previenen o impiden el quehacer de ciertas industrias solo porque están sujetas al gravamen ambiental. De manera similar, los seguros y la responsabilidad, en varias de sus formas, coexisten con otros instrumentos porque el pago del impuesto ambiental no necesariamente libera las empresas de la responsabilidad por daños futuros. Los sistemas de permisos suelen añadirse sobre una regulación ambiental ya existente u otros instrumentos de política. La revelación de la información y el etiquetado (que pueden ser esquemas separados en algunos países) se utilizan y pueden tener efectos de mercado independientemente de si las empresas ya contribuyen con impuestos ambientales.

Aunque la interacción de instrumentos de política puede dar lugar a efectos indeseables, veremos que en la formulación de políticas en la vida real se ejerce un gran cuidado. De hecho, la evolución gradual de políticas en un ambiente cambiante requiere por fuerza de cambios en los instrumentos utilizados, y es inevitable (y quizás deseable) que muchos de estos se utilicen durante los períodos de transición. La combinación de instrumentos requiere un análisis cuidadoso de sus interacciones. La formulación práctica de políticas es un arte de sincronización, combinación y secuenciación de los instrumentos, para alcanzar objetivos múltiples en el seno de circunstancias cambiantes.

## PARTE IV

# *Instrumentos de política para el transporte vial*

**E**L SECTOR DEL TRANSPORTE ES IMPORTANTE DESDE el punto de vista ambiental: es uno de los principales usuarios de energía y una fuente particularmente prominente de contaminantes aéreos. También representa varios otros costos externos, como la congestión, los accidentes<sup>1</sup>, el ruido y “efectos de barrera” (p. ej., las carreteras grandes generan barreras a la comunicación y

el movimiento de animales y humanos cuando atraviesan una comunidad, donde dificultan la socialización, las compras y el trabajo del otro lado de la calle). Desde hace tiempo el sector ha sido uno de los tópicos principales de la atención ambiental en los países industrializados y, en la década pasada, los tópicos de la contaminación del aire se han vuelto prioritarios en los países en desarrollo, también. En las megalópolis como la Ciudad de México, São Paulo (Brasil) y Santiago (Chile) en Latinoamérica; Ibadan y Lagos (Nigeria) en África; y la mayoría de las grandes ciudades asiáticas —Bangkok (Tailandia), Bombay y Delhi (India), Yakarta (Indonesia), Manila (Filipinas), Seúl (Corea) y muchas ciudades de China— los niveles de muchos contaminantes aéreos exceden por mucho los lineamientos de la Organización Mundial de la Salud y son por lo general mucho peores que en las ciudades industrializadas de los países más ricos. Existen situaciones similares en muchas ciudades de Europa del Este, la antigua Unión Soviética y el Medio Oriente. Los vehículos motorizados son una fuente importante de esta contaminación.

Los valores típicos para la contribución de los vehículos al total de la contaminación aérea varían de 40% a 99% para el monóxido de carbono, hidrocarburos y óxidos de nitrógeno, y son algo menores para las partículas más pequeñas<sup>2</sup>. Dos de los tres problemas de salud más importantes de Bangkok son la contaminación del aire y la contaminación por plomo, ambos causados, en gran medida, por los vehículos motorizados (Faiz, Weaver y Walsh 1996). El sector del transporte es un contribuyente importante al calentamiento global, la acidificación y la contaminación aérea local en las megalópolis. En algunas áreas rurales de los países pobres, la escorrentía y la erosión causadas por

las calles pueden ser significativas; el agua que corre al lado de una calle montañosa en Kenia o Etiopía, por ejemplo, puede erosionar el suelo blando alrededor y hasta causar deslizamientos. En las áreas urbanas de altos ingresos, se pierde un tiempo valioso como resultado de la congestión vehicular; más aún, la congestión aumenta otros costos, como los relacionados con las emisiones.

Los capítulos de esta Parte IV se concentran en el diseño de instrumentos de política adecuados para regular el transporte vial, que implica regular la industria. Muchas de las políticas sobre el transporte implican de hecho regular dos de las industrias más poderosas del mundo: la industria automotriz y la industria petrolera.

A modo de exposición, comienzo por describir la función de daño ambiental para el transporte. La contaminación aérea causada por los automóviles consiste de muchas sustancias químicas que afectan la salud humana, así como el ambiente en general. Cada problema ambiental resulta de la confluencia de varios factores: densidad poblacional, congestión, clima, tipo de combustible, vehículo y hábitos al conducir. A veces, una causa principal de cierto problema ambiental se identifica fácilmente, como las calles sin pavimentar o la inversión térmica. De ser así, la responsabilidad por el daño se le asigna a los conductores, los productores de ciertos vehículos o combustibles o a los responsables del mantenimiento vial. En otros casos no es sencillo separar los efectos, de ahí que se comparta la responsabilidad.

La contaminación vehicular puede ser mundial, regional o local. El ruido es un problema local, mientras que el smog es local o regional. Las emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) son mundiales, porque los efectos negativos del CO<sub>2</sub> son acumulativos y afectan al planeta entero, independientemente del momento o la ubicación. Más aun, como la cantidad de CO<sub>2</sub> emitido es directamente proporcional al uso de combustibles fósiles, un instrumento de política relativamente sencillo, como un impuesto diferenciado sobre la gasolina, podría ser económicamente eficiente; el problema principal al implementar dicha política es la coordinación internacional. En ciudades congestionadas, la combinación de congestión y salud local atribuible a las emisiones vehiculares complica el diseño de instrumentos de política. El instrumento de “primer óptimo” se puede aproximar mediante el impuesto al ruedo ambiental y geográficamente diferenciada, pero las consideraciones prácticas de costos administrativos y de transacción podrían favorecer alguna combinación de restricciones tecnológicas, delimitación por zonas, impuestos al combustible y estándares, por ejemplo.

En el Capítulo 19 se describe la compleja función de daño para el daño ambiental causado por el sector del transporte. El Capítulo 20 aborda el impuesto al ruedo ambiental como un camino específico para pagar por este daño. Cuando se trata de regular la eficiencia del combustible (Capítulo 21), la mayoría de los países europeos tienen impuestos al combustible de tamaño considerable, mientras que los Estados Unidos dependen de la regulación. Buena parte de la política del transporte es la regulación del combustible y los vehículos: en el Capítulo 22 se discuten instrumentos para la calidad del combustible y el mantenimiento y la inspección vehicular. Un reto particularmente difícil es encontrar instrumentos de política apropiados para las megalópolis de los países de bajos ingresos, donde son más necesarios. En el Capítulo 23 se presentan algunas lecciones aprendidas.

## Notas

1. Más de medio millón de personas muere cada año en accidentes viales. En países de bajos ingresos, las muertes por año son de casi 1 por cada 100 vehículos, cerca de 30 veces más que en los países de ingresos elevados. En India, solo el 5% de las fatalidades causadas por el tránsito en los últimos años fueron en vehículos, el resto fueron peatones y ciclistas. En Kenia, las pérdidas asociadas con accidentes de tránsito se han estimado en cerca del 1,3% del producto nacional bruto (World Bank 1996).

La relación entre accidentes y kilometraje es compleja. Dependiendo de los supuestos sobre la velocidad, el cuidado y otras variables endógenas, la tasa de accidentes puede ser más o menos proporcional al flujo vehicular. Podría argumentarse entonces que ningún costo externo de los accidentes se debe a un tráfico mayor. Sin embargo, dichos efectos externos sí pueden deberse a adaptaciones costosas (en manejo cuidadoso) por los usuarios de las vías (Johansson 1997c).

2. Las industrias son otra fuente de importancia variable. Además, en muchas localidades, las calles sin pavimentar son una fuente importante de materia formada por partículas, aunque por lo general estas partículas son más grandes y menos dañinas, de modo que la proporción vehicular de materia formada por partículas <10 micrómetros (en particular <2,5 micrómetros) es importante.



# *Daños ambientales causados por el transporte*

**E**N UN MUNDO DE “PRIMER ÓPTIMO”, sería eficiente corregir una externalidad imponiendo una carga correctiva igual al costo marginal externo o al impuesto pigouviano. El sector del transporte muestra cómo esta simple idea se puede complicar debido a la complejidad de la función de daño. Cada componente mundial, regional y local del daño tiene una lógica diferente. En este capítulo, se describe la función de daño y se discute cómo puede simplificarse y modelarse para servir como punto de partida para la discusión de instrumentos de política.

### Los vehículos

El principal daño mundial asociado con los transportes es la emisión de dióxido de carbono hacia la atmósfera y el cambio climático consiguiente. El cambio climático y la política climática presentan muchas complejidades, en especial la coordinación entre países, la inclusión de todos los gases climáticos relevantes y el papel de los sumideros. Sin embargo, en el contexto de determinar el daño ocasionado por conducir a lo largo de una milla en un vehículo, el daño global es el menos problemático porque depende solamente del contenido de carbono fósil del total de combustible consumido.

Los problemas regionales como la acidificación difieren considerablemente en relación con la ubicación de las emisiones, porque la presión de la contaminación actual y la sensibilidad de los ecosistemas, el suelo y la roca varían dramáticamente (ver Capítulo 24); dentro de una misma región las diferencias son menores. Sin embargo, las características del combustible y los motores que dan lugar a varias emisiones difieren considerablemente.

Las externalidades locales incluyen la congestión (ver Capítulo 23), el ruido y la contaminación del aire. El modelo del daño por contaminantes debe tomar en cuenta varios aspectos técnicos, atmosféricos, químicos, ecológicos y de salud complicados. En primer lugar, las emisiones vehiculares contienen miles de químicos y varían considerablemente

dependiendo de las características del combustible y el vehículo (descritas abajo). El patrón de reacciones atmosféricas y el transporte de estos contaminantes involucra muchos factores que dependen de forma crucial del clima y la topografía de la ciudad. Por lo tanto, resulta complicado traducir las emisiones a niveles de contaminación ambiental. El siguiente nivel de complejidad es estimar los daños (a la salud, los ecosistemas y el capital) causados por dichos niveles de contaminación. El daño depende en gran parte de la densidad poblacional. Las funciones de dosis-respuesta para la salud humana se ven complicadas por el largo plazo de gestación de muchas de las condiciones médicas inducidas. Los efectos varían también por causa de la sincronización (p. ej., los problemas relacionados con el ozono troposférico son más graves durante el verano, el ruido es peor durante la noche). En última instancia se debe evaluar estos daños, lo cual introduce una serie adicional de dificultades. Traducir la mortalidad, el sufrimiento y los días de trabajo perdidos por enfermedad en valores monetarios plantea problemas metodológicos y éticos. Varios métodos—preferencia enunciada, la preferencia revelada y la simple pérdida de valores de producción—han sido utilizados en la literatura.

Para los propósitos de esta discusión, basta con manifestar que estos daños varían dramáticamente con respecto al momento y ubicación exactos de las emisiones. Los costos en salud dependen del número de personas afectadas, y se consideran mayores en el centro de la ciudad; la ubicación y el momento pueden comportar diferencias de varios órdenes de magnitud. Además, las emisiones exhiben un rango de variación similar entre los vehículos. Cuando estos factores se multiplican, se hace evidente que el costo de manejar un vehículo sucio (con un sistema de escape deficiente) durante una milla en la ciudad en hora pico es distinto de manejar un vehículo relativamente limpio por una milla en el campo. Los daños ambientales dependen también de factores como la elección de combustible, el estilo de manejo y las condiciones climáticas. Cuando hay heterogeneidad en los costos de daño y mitigación, el riesgo de incurrir en costos elevados debido al diseño inapropiado de instrumentos es más alto (Capítulo 12), y en el caso del transporte existen ambos tipos de heterogeneidad. Los daños ocasionados por conducir a lo largo de una milla varían según la ubicación, lo cual sugiere la necesidad de una diferenciación geográfica (y temporal).

Los costos de mitigación varían también porque incorporan los costos de manejar menos seguido, convertir los vehículos en chatarra, actualizar los vehículos y más acciones de este tipo, cuyos costos varían enormemente entre vehículos. Como resultado, las ganancias potenciales de los instrumentos de mercado son considerables<sup>1</sup>.

## Ubicación

Los daños a la salud suelen constituir un gran porcentaje de los costos locales de la contaminación. Las emisiones del escape tienden a dispersarse rápidamente, lo cual hace que la ubicación exacta de las emisiones sea un factor crucial para determinar la magnitud del daño. Conducir en un área donde la densidad de la población expuesta es alta resulta en un daño ambiental mayor que conducir donde hay pocas personas expuestas a las emisiones<sup>2</sup>. Este factor puede variar por varios órdenes de magnitud, cientos o miles de veces.

**Cuadro 19-1. Valores ambientales y ubicación geográfica**

Contaminante	Efectos ambientales regionales (US\$/kg)	Efectos ambientales locales (salud) (US\$/kg)		
		Campo	Promedio en la ciudad	Centro de la ciudad
COV	1,7	0	5	25
NO <sub>x</sub>	4,0	0	5	25
MP	0	18	90	450

Fuente: Johansson y Sterner 1997.

Notas: COV = compuestos orgánicos volátiles; NO<sub>x</sub> = óxidos de nitrógeno; MP = materia particulada. Los valores fueron convertidos de 10 coronas suecas = US\$ 1.

Otras condiciones geográficas y climatológicas son igualmente importantes. Muchas de las áreas urbanas más afectadas tienen características distintivas, como mucha altitud o estar rodeada de montañas, como la Ciudad de México. El Cuadro 19-1 presenta un estimado de la importancia de la ubicación geográfica en Gotemburgo, Suecia (población de 0,5 millones, aproximadamente). Los valores parten de condiciones que incluyen la densidad poblacional, el clima, el combustible, las características del *stock* vehicular y la voluntad de pago por evitar enfermedades respiratorias, que se relacionan con los niveles de ingreso y varias otras condiciones específicas. Los datos exactos no son transferibles a otros contextos, pero los valores sí reflejan grandes diferencias entre la salud en la ciudad, los suburbios y el campo. La variación se deriva principalmente de las diferencias en el número de personas expuestas y puede ser similar en ciudades similares. En las ciudades grandes y densamente pobladas las diferencias pueden ser mayores<sup>3</sup>.

## Combinando la edad del vehículo y la ubicación

El poder del progreso técnico en el área de la tecnología de motores y escapes es considerable. El Cuadro 19-2 presenta un estimado de los efectos del progreso técnico sobre las emisiones vehiculares por año del modelo. Como los sistemas de impuesto al ruedo y otros instrumentos de política están diseñados para funcionar durante un período más o menos largo, es importante tomar en cuenta las posibles emisiones futuras. Nuevamente, lo importante no son tanto los valores en sí como sus tasas de cambio aproximadas.

Los valores del lado izquierdo del Cuadro 19-2 muestran cuáles tasas de emisión se pueden esperar de vehículos nuevos para cada clase y año del modelo. De los vehículos de 1988 a los del 2000, las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COV), óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) y materia particulada (MP) mejoraron de 5 a 10 veces. En las décadas anteriores tuvo lugar un progreso similar: el advenimiento del convertidor catalítico resultó en reducciones de uno a dos órdenes de magnitud para varios contaminantes. De manera semejante, las emisiones futuras podrían ser mucho menores que las presentes<sup>4</sup>. En los años de los modelos hay otra diferencia que se encuentra entre los vehículos individuales y el *stock* vehicular. En cualquier momento dado, hay muchos modelos y años de vehículos, de modo que la diferencia general entre las características de las emisiones (y por lo tanto en el daño ambiental)

**Cuadro 19-2. Emisiones y costos estimados para diferentes vehículos**

Modelo y año del vehículo	Emisiones promedio estimadas			Daños ambientales locales y regionales (US\$/1 000 km)		
	COV (g/km)	NO <sub>x</sub> (g/km)	MP (mg/kg)	Campo	Promedio ciudad	Centro de la ciudad
<i>Automóviles de pasajeros, gasolina</i>						
1988	2,50	1,53	37	12	35	127
2000	0,46	0,17	7	1,6	5	20
2010	0,08	0,04	1,2	0,3	1	4
<i>Autobuses, diésel</i>						
1988	1,30	13,2	500	53	140	490
2000	0,40	7,3	150	30	74	250
2010	0,15	3,2	70	13	33	110

*Fuente:* Johansson y Sterner 1997. Los factores de emisión se basan en Ahlvik et ál. 1996.

*Notas:* los valores están corregidos para encendidos en frío, clima, ciclo de manejo y deterioro de los sistemas de reducción de las emisiones en el tiempo. Los factores de las emisiones futuras se basan en decisiones tomadas dentro de la Unión Europea y los desarrollos probables en los motores y la gasolina. No son predicciones sino “evaluaciones de lo tecnológica y económicamente posible”. Los cuadros originales presentan más detalles para más años y categorías de vehículos. El valor para los camiones, por ejemplo, es similar al de los autobuses. Los valores fueron convertidos de 10 coronas suecas = US\$ 1.

es probablemente unas tres veces mayor que la señalada en el Cuadro 19-2 (1000: 1) cuando se compara los vehículos más contaminantes con los más limpios en los países industrializados. Es de esperar que esta divergencia entre autos nuevos y viejos sea aún más grande en los países pobres, dada la tendencia a conservar vehículos que habrían sido desechados en países más ricos (y a importar autos viejos desde otros países).

El efecto combinado del modelo y año del vehículo y la ubicación de las emisiones se puede evaluar multiplicando los factores de emisión (para COV, NO<sub>x</sub> y MP en el Cuadro 19-2) por los valores ambientales para las distintas ubicaciones del Cuadro 19-1. Los valores resultantes son los “daños ambientales locales y regionales” del Cuadro 19-2. Los valores individuales son inciertos, pero se requieren algunos números a manera de ilustración que arrojen los órdenes de magnitud necesarios para discutir las posibles ganancias en la asignación del impuesto al ruedo en relación con su costo. La diferencia en el daño ambiental estimado entre un vehículo de 1988 en el centro de la ciudad y un vehículo nuevo en el campo es enorme, incluso para los vehículos promedio utilizados aquí.<sup>5</sup>

## Temperatura del motor y otros factores

Muchos parámetros del motor son importantes para la tasa de emisiones. Uno es la temperatura del motor, que tiene un efecto considerable en los climas fríos porque la combustión dista de estar completa antes de que el motor y el convertidor catalítico

**Cuadro 19-3. Efecto de la temperatura sobre las emisiones para un vehículo con catalizador (g/km)**

Temperatura exterior (°C)	Primer kilómetro recorrido		Segundo kilómetro recorrido		Motor caliente	
	COV	CO	COV	CO	COV	CO
22	2,6	21,0	0,07	0,16	0,02	0,12
-7	15,7	123,1	1,38	11,0	0,25	0,80

Fuente: Laurikko et ál. 1995.

se hayan calentado (Cuadro 19-3). En los climas fríos, una parte significativa de los COV totales y del monóxido de carbono (CO) se emite durante el primer kilómetro recorrido, incluso cuando se trata de un viaje relativamente largo<sup>6</sup>. Como la mayoría de los recorridos urbanos son bastante cortos (en promedio de menos de 5 km), las emisiones relacionadas con el arranque en frío suman más de la mitad de las emisiones totales de COV y CO (pero no de NO<sub>x</sub>). Estas emisiones se pueden reducir utilizando combustibles más limpios, precalentando el motor o el convertidor catalítico o utilizando convertidores más rápidos. Considerando la importancia de este factor, merece que se le dedique una atención especial, porque es poco probable que sea tomado en cuenta por otros instrumentos de política.

De modo similar, muchos otros factores (el clima, combustible, estilo de manejo y la congestión, por ejemplo) influyen en el daño ambiental total. El factor climatológico más notable es el viento (un factor de al menos 3, según Leksell y Löfgren 1995). En algunos lugares, los patrones climáticos conocidos como *inversión térmica* hacen que los contaminantes se acumulen durante varios días y alcancen niveles muy elevados, porque el aire frío atrapa el aire más caliente sobre una ciudad y no lo deja escapar. La calidad del combustible (su composición química, el uso de combustibles reformulados y la adición de alcohol y éter) puede tener efectos sustanciales sobre la salud, que se ven empeorados durante los períodos de inversión térmica. Un ejemplo llamativo de la importancia de la composición del combustible es el uso de aditivos de plomo en la gasolina (Capítulo 22). Para el caso del comportamiento detrás del volante, hay muchas mejoras ambientales posibles (Rouwendal 1996), y la planificación logística en las compañías de transporte podrían recortar su uso de combustible (y sus emisiones) de manera considerable.

La congestión causa un efecto doble. Primero, el costo en tiempo de una milla recorrida en un vehículo aumenta rápidamente con la congestión, porque la adición de un vehículo a una red ya congestionada aumenta la duración del recorrido para muchos otros pasajeros (ver Capítulo 3). Más aún, este efecto tiende a interactuar con las emisiones: como la velocidad promedio se reduce a niveles mucho más bajos que el óptimo de operación de un vehículo, la tasa de emisiones por milla también aumenta (Johansson 1997a)<sup>7</sup>.

## Notas

1. Consideremos, por ejemplo, el costo de requerir que todo los propietarios de vehículos en India actualicen sus vehículos con convertidores catalíticos para disminuir los niveles de smog en Calcuta.

2. De hecho, hasta las características de la población pueden ser importantes. Los niños, las mujeres embarazadas y las personas con ciertas enfermedades son más sensibles a los contaminantes; así, el daño puede ser mayor cerca de una maternidad, hospital o escuela que si se circula por otros lugares.

3. Muchas ciudades en Estados Unidos, Canadá y otros países tienen una baja densidad poblacional (es decir, 10 personas/hectárea, comparadas con las 50-70 personas/hectárea en muchas ciudades europeas y más de 100 personas/hectárea en Tokio, Japón). En las ciudades estadounidenses, el daño ambiental por milla conducida es por lo tanto menor. Por otro lado, este tipo de planificación urbana ha creado la necesidad de vehículos personales, así como grandes distancias promedio por vehículo que llevan a niveles altos de contaminación urbana en ese país.

4. Sin embargo, ningún mecanismo garantiza que ocurra este progreso técnico potencial. El que sea así depende de las preferencias de los compradores, el precio de las tecnologías más limpias y los instrumentos de política utilizados.

5. Estos valores parten de un daño regional alto para el  $\text{NO}_x$ , que refleja la seriedad relativa de la acidificación (y eutrofización) en Suecia (ver Parte V). En áreas donde este problema es menos severo y las ciudades son más grandes y más densamente pobladas, las diferencias entre los valores urbanos y rurales pueden ser aún mayores.

6. Para los COV y el CO, las emisiones durante el primer kilómetro recorrido suman cerca de la mitad del total de emisiones para un viaje de 100 km. El patrón para la materia particulada debe de ser similar. El consumo de combustible y las emisiones de dióxido de carbono también aumentan durante el primer kilómetro recorrido en un clima frío, pero no mucho. Por lo común el motor no produce niveles más altos de óxidos de nitrógeno en los arranques en frío; la razón por la cual las emisiones aumentan es que el convertidor catalítico no funciona de manera apropiada cuando está frío (Holman et ál. 1993). En el Capítulo 27 se discuten los instrumentos de política relevantes.

7. Johansson-Stenman cita a Krawack (1993), quien afirma que una reducción de 40 km/h a 20 km/h duplica las emisiones de CO y COV para un auto de pasajeros equipado con un convertidor catalítico. Como los COV y el CO son un 250% mayores en condiciones de congestionamiento que cuando el tráfico fluye libremente, la congestión y la calidad del aire están relacionadas.

# *El impuesto ambiental al ruedo*

UN ABORDAJE ESPECÍFICO AL PAGO por el daño ambiental causado por el sector transporte es el impuesto ambiental al ruedo. El interés actual por el costeo eficiente del tráfico vehicular incluye todas las externalidades, los efectos sobre la salud, los efectos ambientales regionales, el calentamiento global, el ruido, los efectos de barrera, el daño de las carreteras y los accidentes. En Europa, el interés político en fijar los precios de manera más eficiente para el sector transporte parece ir en aumento, como refleja un reporte preliminar al Parlamento sobre la fijación de precios justa y eficiente (European Commission 1995). Aunque ningún país ha logrado aún implementar un impuesto al ruedo ambientalmente diferenciado, algunos ejemplos sofisticados del impuesto al ruedo, la licencia por áreas y el impuesto al kilometraje incluyen esquemas de manejo avanzado del tráfico en Singapur, casetas de peaje en Noruega, y un impuesto al ruedo en Suiza que utiliza el sistema de posicionamiento global (GPS). La razón principal detrás de este interés en el impuesto al ruedo —además de una mayor conciencia ambiental— es el hecho de que la tecnología de información moderna ha tornado varios sistemas de impuesto al ruedo en opciones realistas.

## **Cálculo del daño ambiental por transporte vial**

El costo relevante para un impuesto pigouviano es la suma de los daños incurridos (ver Capítulo 6). Este costo no es fácil de calcular para un vehículo determinado porque muchos procesos complejos gobiernan las emisiones y por la relación causal de emisiones a contaminación, exposición y daños. Para simplificar los cálculos, se usa una función de daño estilizada:

$$D = D(e, g, t, w) \quad (20-1)$$

donde  $D$  es el daño,  $e$  las emisiones vehiculares,  $g$  la ubicación,  $t$  el momento del día y  $w$  el clima. Las emisiones vehiculares equivalen a la distancia ( $m$ ) por la tasa de emisio-

---

Partes de este capítulo se basan en un trabajo anterior junto con Olof Johansson-Stenman.

### Recuadro 20-1. Esquema factible para un impuesto al ruedo ambientalmente diferenciado

A modo de ilustración, consideremos una simple estructura multiplicativa de cuotas que se aproxima a la Función 20-1 como una variable de impuesto ( $T$ ) por milla:

$$T = v \times g \times t \times w \quad (20-2)$$

En un sistema intermedio, las características del vehículo ( $v$ ) pueden ser un número del 1 al 10, donde 1 es el vehículo menos contaminante (que puede ser eléctrico, por ejemplo, pero aun así desgasta las vías, causa congestión y algunas otras externalidades, al menos indirectamente) y 10 el vehículo más contaminante (la tasa de emisiones real se puede medir a bordo del vehículo, pero en aras de la simplicidad, aquí se reemplaza con  $v$ , que estaría basada en el tipo, antigüedad e inspecciones periódicas o pruebas estandarizadas del vehículo). La calificación de "v" puede ser contingente al uso de un combustible especial porque, por ejemplo, los motores de diésel presentan diferentes características de emisión cuando funcionan con alcohol o con distintos tipos de diésel convencional o reformulado.

La ubicación geográfica ( $g$ ) puede variar de 1 (en el campo) a, digamos, 10 o 100 en el centro de la ciudad. Esta variable parece difícil de monitorear en el caso de fuentes móviles, pero en realidad esto se puede hacer de forma muy barata utilizando sistemas de posicionamiento global (GPS) o hasta telefonía o transpondadores ubicados a lo largo de las vías o en las casillas de peaje.

El tiempo ( $t$ ) podría tener solo dos valores, como 10 para la hora pico y 1 para cualquier otro momento, o puede estar más directamente relacionado con una medida de congestión. De manera similar, en el caso del clima ( $w$ ) se puede reservar un valor elevado para condiciones especiales como la inversión térmica o los episodios de smog. Esta variable se podría divulgar a través de la radio, permitiendo a las autoridades limitar el tráfico (aumentando las cuotas) en días especialmente contaminados sin necesidad de prohibirlo.

nes ( $\xi$ ), que es una función de las características del vehículo ( $v$ ), las características del combustible ( $f$ ), la temperatura externa ( $t$ ), las condiciones del camino ( $o$ ) y un vector de variables relacionadas con la conducción ( $z$ ), que incluye velocidad, mantenimiento del vehículo, patrones de aceleración y temperatura del motor [ $\xi = \xi(v, f, t, o, z)$ ]. En la práctica, uno de los determinantes principales es la congestión, que determina la velocidad promedio. Un impuesto pigouviano perfectamente diferenciado como este no es posible, pero alguna forma de impuesto al ruedo ambientalmente diferenciado sí podría serlo (Recuadro 20-1).

Para que un instrumento como el del Recuadro 20-1 funcione, el conductor debe conocer la cuota actual, por lo que se asume que las cargas se calculan y exhiben en un aparato parecido a un taxímetro. Todos los componentes para este tipo de sistema ya están disponibles a un costo que no haría gran diferencia en el precio de los vehículos nuevos. Muchos de estos tipos de equipo serían baratos si se produjeran en gran cantidad (por ejemplo, consideremos el costo de agregar un reproductor de discos compactos a un equipo de sonido hoy en día: muy barato).



En muchos países industrializados, la industria automotriz quiere introducir sistemas de GPS o similares por otras razones, como un servicio que le puede ofrecer a los conductores información sobre las mejores rutas y estacionamientos. Los monitores de GPS son relativamente baratos y se están convirtiendo en un elemento estándar en muchos botes privados, grandes y medianos. Muchas compañías de taxi suecas tienen años de experiencia con este tipo de sistema, que aunado a un disco compacto de mapas dirige al conductor con instrucciones visuales y verbales, permitiéndole alcanzar cualquier destino, incluso en una ciudad nueva. Este sistema ahorra combustible, tiempo y dinero enfatizando la logística: minimizando el tiempo de búsqueda y selección de rutas (de Mattos y Willquist 1999). En este equipo, el vehículo ya incorpora el *hardware* necesario para el tipo de sistema de carga descrito en el Recuadro 20-1. Todo lo que se necesita es un programa para calcular las cuotas.

Los problemas potenciales incluyen aspectos de privacidad, interferencia y el período de transición mientras todos los vehículos obtienen este equipo. En términos de privacidad, monitorear la ubicación de todos los vehículos sería inaceptable (y sugerente de una sociedad tipo “*big brother*”), pero no es necesario para el funcionamiento de dicho sistema; basta con que cada vehículo conozca su propia posición. El aspecto de la interferencia con los aparatos debe ser abordado porque todo el esquema depende del funcionamiento adecuado de un GPS y un *software* que resultan bastante costosos para los motoristas. El monitoreo puede ser difícil en países o regiones donde los programas de inspección son inadecuados. La severidad de estos temas dependerá de la construcción de un sistema de tarifas. El mecanismo se debe diseñar para que recompense a los conductores que tienen vehículos limpios y les dan el mantenimiento adecuado.

El cálculo de la Ecuación 20-2 (Recuadro 20-1) es una simplificación. No toma en cuenta las características ambientales de diferentes tipos de combustible, la molestia causada por el ruido del tráfico durante la noche en áreas residenciales, los efectos ambientales de la velocidad (sobre las emisiones y los riesgos externos), y los riesgos particulares de circular por áreas sensibles. Sin embargo, la ventaja potencial de incorporar esas variables a la ecuación no justifica la complejidad adicional del instrumento que también debería hacerlo.

Algunas de estas variables se abordan por separado como, por ejemplo, los límites de velocidad y las zonas peatonales y como requerimientos de calidad y especificaciones para el combustible. De ser posible, es preferible hacer lineal la función de daño y utilizar un instrumento para cada subobjetivo. Desafortunadamente, no siempre es posible cuando la función de daño es verdaderamente no lineal, como en la Ecuación 20-2. Si se utiliza un instrumento para el factor ubicación y otro para el vehículo, entonces se pierde la interacción fuerte entre ambas variables. El efecto será restricciones demasiado severas para vehículos que circulan en el campo y vehículos urbanos que recorren distancias cortas, y demasiado laxas para vehículos que circulan en el centro de la ciudad (p. ej., taxis, autobuses y vehículos de reparto). La políticas prácticas deberán balancear los costos de la complejidad y la suboptimalidad de los sistemas de tarifas más simples.

## Esquemas más simples de fijación de precios

No es posible construir un sistema de tarifas monolítico que dependa de que todos los vehículos tengan todo el equipo relevante antes de que el sistema pueda operar. Ninguna ciudad del mundo ha implementado un impuesto al ruedo ambiental completo y, de hecho, podría ser demasiado caro para lograr todo el ahorro potencial, debido a los altos costos de la información, administración y transacciones<sup>1</sup>. Por lo tanto, los instrumentos disponibles en el área del transporte —algunos de los cuales son simplificaciones de un esquema completo de un impuesto al ruedo ambientalmente diferenciado— deben considerarse como un punto de comparación. En este capítulo se presentan varios esquemas para el impuesto al ruedo, incluyendo licencias por área, impuesto al kilometraje y peajes, y se discuten también los impuestos diferenciados por vehículo<sup>2</sup>.

A veces se pueden obtener beneficios ambientales y sobre la salud considerables con medidas regulatorias simples, como la eliminación gradual del plomo en la gasolina, retirar los vehículos más contaminantes, pavimentar los caminos, rehabilitar el transporte público, manejar el tránsito o mejorar la educación vial (ver Capítulo 22 para una discusión de estas prioridades en las megalópolis de los países en desarrollo). Un ejemplo de los costos sistémicos de los impuestos al ruedo sofisticados que probablemente exceden los beneficios potenciales son los arranques en frío. Obviamente, un sistema tendría que ser complejo para distinguir el primer kilómetro recorrido, cuando el convertidor catalítico está frío y las emisiones son altas. El monitoreo se podría hacer con instrumentos incorporados al vehículo, pero sería costoso. Las soluciones tecnológicas (p. ej., el uso más extendido del precalentamiento eléctrico el motor o convertidor catalítico) podrían resolver este problema de manera más eficiente. Los métodos administrativos para fomentar y obligar el uso de dichas soluciones puede ser más barato y simple que incorporar las variables a un modelo de impuesto al ruedo<sup>3</sup>.

Otro ejemplo de los costos sistémicos que exceden el ahorro potencial es el calentamiento global, donde el daño ambiental no depende del momento o el lugar donde circula el vehículo sino de la fuente original del combustible utilizado. Los sistemas incorporados al vehículo para los impuestos al ruedo tendrían que ser en extremo sofisticados para distinguir entre metanol fósil y biometanol, de modo que un impuesto simple sobre el contenido de carbón fósil del combustible es un instrumento muy superior en esta situación.

Un tercer ejemplo del balance costo-beneficio es la protección de escuelas, hospitales y áreas residenciales de niveles excesivos de contaminación y ruido nocturno. La delimitación por zonas y la regulación son probablemente los abordajes más eficientes de este tipo de problema.

### *Fijación de precios por área*

Un esquema simple de impuestos al ruedo es el sistema de fijación de precios por área,  $T = f(g)$ , o quizás un sistema más sofisticado que diferencie por hora del día y características del vehículo,  $f(g, t, v)$ , que aborda el problema en puntos particularmente congestionados y contaminados (para un resumen general de la teoría y las aplicaciones del impuesto al

## Recuadro 20-2. El manejo del transporte en Singapur

En Singapur, que tiene una población de más de 3 millones de personas en un área de solamente 646 kilómetros cuadrados, el tráfico y la contaminación se regulan mediante una combinación de políticas.

- La delimitación por zonas minimiza la necesidad de transportar bienes y personas a la vez.
- El sistema de transporte público es bueno y las cuotas de estacionamiento son diferenciadas.
- Los estándares estrictos para los combustibles incluyen la eliminación gradual del plomo (con impuestos diferenciados) y reducciones del azufre.
- Los estándares vehiculares son estrictos, y se cumplen la inspección y el mantenimiento.
- Los impuestos de importación y las cuotas de inscripción de los vehículos son muy elevados, para desincentivar la propiedad privada de vehículos personales. Estas cuotas se reducen cuando un vehículo nuevo reemplaza uno viejo.
- Hay un esquema que reduce un poco las cuotas para el uso de los vehículos durante el fin de semana (y algunos otros días). Los vehículos que solo se utilizan en esos días se identifican con placas rojas.
- Con el sistema de cuotas vehiculares, los potenciales propietarios de vehículos deben comprar un derecho en una subasta mensual.
- El impuesto al ruedo electrónico le cobra a los motoristas por el uso de la vía según el vehículo, hora del día y nivel meta de congestión. En 1998, este sistema se automatizó con la introducción de "tarjetas inteligentes" que permiten a los conductores pagar por un medio electrónico y evitar el congestionamiento en los peajes. A continuación se presenta una selección de las cuotas:

	<i>Hora del día</i>			
	<i>7:30-8 am</i>	<i>8-8:30 am</i>	<i>8:30-9 am</i>	<i>9-9:30 am</i>
<i>Zona restringida, Carretera Nicoll</i>				
Automóviles	0,50	2,50	2,50	2,00
Motocicletas	0,25	1,25	1,25	1,00
Autobuses etc.	0,75	3,75	3,75	3,00
<i>Zona restringida, el resto de las áreas</i>				
Automóviles	0	2,00	2,50	2,00
Motocicletas	0	1,00	1,25	1,00
Autobuses etc.	0	3,00	3,75	3,00
<i>Portstown a Alexandra</i>				
Automóviles	0	0,50	1,50	0
Motocicletas	0	0,25	0,75	0
Autobuses etc.	0	0,75	2,25	0

*Fuente:* Land Transport Authority 2002.

*Notas:* las cuotas son en US\$. En la información completa, las tasas individuales se especifican para 10 intervalos de tiempo y seis categorías de vehículos.

ruedo, ver Victoria Transport Institute 2001). Noruega tiene un impuesto al ruedo en Trondheim, Oslo y Bergen. En 1991, Trondheim —la tercera ciudad en importancia, con 140.000 habitantes— implementó un “anillo de peajes” alrededor de la ciudad que utiliza la mayoría de los conductores que entran a ella. Los conductores frecuentes utilizan un sistema de tarjetas electrónicas, y los que no son frecuentes usan máquinas de monedas. Las tasas son más altas entre las 6 y las 10 am que durante el resto del día. Como resultado, el tráfico ha disminuido en un 10% durante las horas pico, mientras que los viajes en autobús y a otras horas han aumentado. Los ingresos se están utilizando para la infraestructura vial, el transporte público y las facilidades peatonales y ciclísticas.

El mejor ejemplo de un sistema moderno de fijación de precios por área se encuentra en Singapur (Recuadro 20-2). El concepto se está extendiendo hacia ciudades europeas y estadounidenses. Recientemente, el alcalde de Londres anunció el primer plan para introducir cargas por congestión en su ciudad, y las reacciones de la mayoría de compañías y organizaciones de transportistas son positivas (ver Transport for London 2002).

Un sistema avanzado es el GPS satelital, que permite que las cargas se relacionen con la distancia (y varíen entre zonas en la ciudad). Es más eficiente gravar los vehículos por milla recorrida dentro de la zona que solamente por ingreso o unidad de tiempo. Como siempre, el sistema más caro ofrece el mayor potencial para ganancias en eficiencia. Del otro lado de la escala se encuentran los sistemas simples que, por ejemplo, requieren que todos los vehículos en cierta jurisdicción (como una ciudad) exhiban un pase en el parabrisas. Aunque este instrumento más tosco no toma en cuenta el número de millas recorridas, es fácil diferenciarlo por características vehiculares. En principio, dichos pases podrían reflejar características ambientales, incluso si por ahora solo distinguen entre categorías amplias (p. ej., automóviles, autobuses y camiones). En Singapur, los pases vehiculares también otorgan acceso al transporte público para enfatizar que estos modos de transporte son sustitutos.

Por último, los sistemas intermedios pueden consistir de peajes semiautomáticos en un anillo alrededor de la ciudad. La ecogenia entre sistemas puede estar basada en la compensación entre efectos ambientales y costos administrativos. En este caso, los sistemas más simples y avanzados pueden ser superiores a los intermedios.

### ***Impuestos al kilometraje y peajes***

Dos instrumentos comunes de impuesto al ruedo son los impuestos al kilometraje y los peajes. Suelen tener cuotas por milla [ $T = f(m, v)$ ] que pueden diferenciarse o no por varias características del vehículo u otros factores. Su simplicidad mantiene bajos los costos de monitoreo y recolección de las cuotas (dos de los principales argumentos por los que los caminos deben ser bienes públicos). En varios lugares del mundo, los vehículos que atraviesan ciertos peajes y puentes pueden utilizar pases que transmiten una señal a un transpondedor. Si el vehículo no posee un pase válido, se puede fotografiar sus placas y enviarle una factura automática al propietario<sup>4</sup>. El entusiasmo reciente por los peajes privados se debe en parte a los costos cada vez más bajos del monitoreo y la recolección de la cuota. Los impuestos al kilometraje son el equivalente nacional del peaje, pero no

tienen un punto particular de recolección. Aplican a todos los caminos y se determinan mediante la lectura periódica del odómetro del vehículo.

El efecto ambiental varía dependiendo del tipo de peaje. Los peajes (en rutas congestionadas) se pueden usar para reducir la congestión y la contaminación en un área, pero este papel se debe distinguir del financiamiento de vías nuevas<sup>5</sup>. En Estados Unidos, la congestión es un gran costo en sí misma. Los motoristas en las áreas urbanas más congestionadas de California han sufrido pérdidas anuales de más de US\$ 14 billones en tiempo y gasolina. La congestión le cuesta al conductor promedio en San Francisco, California, cerca de US\$ 1000, además de los daños ambientales.

Los impuestos al kilometraje y los peajes pueden, al menos en principio, diferenciarse con respecto a aspectos ambientales. Usualmente, los peajes se basan en el tamaño o peso del vehículo, factor determinante del desgaste de las carreteras y el nivel de emisión. Desde el 2001, las cuotas de usuario de las carreteras alemanas se diferencian no solo por tiempo sino por características del escape, también, abaratando los costos de operación de los camiones que cumplen con el estándar de Euro II. Este programa se denomina *Emissionsbezogenen Autobahnbenutzungsgebühr* (Bundesamt für Güterverkehr 2002).

El impuesto al kilometraje se utilizó durante muchos años en Suecia para los vehículos de diésel. La motivación detrás de su implementación y posterior abolición ilustra algunas de las complejidades de la formulación de políticas ambientales. La razón para este impuesto fue enfrentar la similitud existente entre el diésel y el gasoil. La gasolina paga impuestos altos en Suecia (ver Capítulo 21); por el contrario, el gasoil (utilizado particularmente por la industria, donde la competitividad internacional está en juego) casi no pagaba impuestos, aunque este y el diésel tienen composiciones muy similares (en algunos casos casi idénticas). El diésel no puede ser gravado porque la gente podría sustituirlo con gasoil. Por otro lado, los vehículos de diésel debían ser gravados de algún modo para prevenir que la gente evadiera el impuesto a la gasolina cambiando a vehículos diésel.

La solución fue un impuesto al kilometraje para los vehículos de diésel, diferenciado por tipo y peso (en el caso de camiones) de vehículo. Así, no se alcanzó todo el potencial ambiental, pero sí hubo algún efecto de dirección ambiental, porque el peso se relaciona con las emisiones. Para los camiones que salen del país, el odómetro se “detenía” y sellaba para que no tuvieran que pagar impuestos al kilometraje por conducir en otros países. La evidencia anecdótica indica que algunos propietarios de vehículos abandonaban el país para obtener el sello y luego los introducían nuevamente a escondidas para evadir el impuesto, pero dado el alto grado de control vehicular en Suecia este tipo de comportamiento debe haber sido la excepción más que la regla. No obstante lo anterior, varios métodos de evasión hicieron el impuesto al kilometraje más susceptible a la evasión que los impuestos a la gasolina. El impuesto al kilometraje no era compatible con las regulaciones de la UE, y aunque había mucho interés por el sistema sueco en la Unión Europea, Suecia abandonó el impuesto una vez que se anexó (fue reemplazado por impuestos al diésel, creando nuevamente la necesidad de organizar un sistema de controles detallados para distinguir el gasoil del diésel).

Resulta interesante que el GPS se utiliza para registrar el kilometraje de los camiones en un nuevo sistema de recolección de cuotas en Suiza [ $T = mf(v)$ ]. Esta cuota es parte de un acuerdo con la Unión Europea para incrementar el peso permitido de los camiones.

Este país tiene una gran proporción de tráfico generado por vehículos en tránsito y que es fuertemente rechazado por la opinión pública. La cuota se aplica a todos los camiones que pesan más de 12 toneladas, en todas las vías suizas, y se paga por tonelada, por kilómetro<sup>6</sup>. Están diferenciados en tres categorías de emisiones (ver Cuadro 20-1), pero no por zonas geográficas dentro del país.

### ***Impuestos vehiculares diferenciados***

Los impuestos vehiculares ambientalmente diferenciados [ $T = f(e)$  ó  $f(v)$ ] son una opción intermedia entre los impuestos al ruedo y la estrategia de comando y control pura basada en estándares de emisión. Los impuestos se suelen aplicar en la venta de vehículos (especialmente los nuevos) y las cuotas de registro anual.

En Suecia, los automóviles con convertidores catalíticos ya recibían créditos tributarios en 1986, y a partir de 1992 los impuestos sobre la venta y los impuestos anuales por vehículos fueron diferenciados según tres clases ambientales que dependen de factores de emisión (uno de los cuales era el mínimo legal). Sin embargo, la Unión Europea objetó la diferenciación sueca de los impuestos sobre la venta y el sistema fue abandonado. Actualmente, existen dos estándares para los vehículos de pasajeros, y el estándar más estricto (Clase Ambiental 1, de 1995) está exento del impuesto anual sobre la propiedad vehicular durante los primeros cinco años. Estas clases también se pueden usar para propósitos de regulación, entre otros (ver Capítulo 21).

Hay varios argumentos a favor de un sistema de impuestos basado en clases ambientales de vehículos. Primero, genera incentivos para la eficiencia dinámica, esto es, para que los fabricantes de vehículos lleven a cabo mejoras más allá de los estándares actuales de emisiones. Aunque en teoría menos eficientes que los impuestos al ruedo perfectos (porque no se dirige específicamente a los vehículos con mucho kilometraje o que transitan por las ciudades), dicho sistema ofrece incentivos a un costo administrativo bajo.

Segundo, ese sistema podría formar parte de una estrategia de “segundo óptimo” por la presencia de información incompleta y asimétrica. Las autoridades poseen información limitada en relación con los costos de estándares de emisión más estrictos, y las clases ambientales pueden ser una manera de obtener dicha información. Si la diferencia en el impuesto entre las clases ambientales basta para crear una respuesta en la producción por parte de los fabricantes, entonces el costo adicional es menor que o igual a la diferencia en el impuesto. Este tipo de información es crucial para decisiones de política futuras.

Tercero, la misma clasificación ambiental (extendida con clases para los vehículos más antiguos) puede servir también para los propósitos del impuesto al ruedo. Cuarto, el sistema podría ofrecer incentivos a los consumidores con conciencia ambiental y las compañías que tienen una imagen “verde” para que adquieran vehículos amigables con el ambiente (quizás con algún etiquetado verde).

Por último, una gran parte de los vehículos nuevos se adquieren como vehículos de compañías. Unos años después, se venden y se convierten en vehículos privados. Los compradores del carro usado ejercen una influencia mucho menor sobre las características ambientales que los compradores originales. Las políticas que pueden afectar la

**Cuadro 20-1. Cuotas en el sistema suizo para vehículos pesados**

<i>Categoría de emisiones</i>	<i>Cuota (centavos/tonelada/km)<sup>a</sup></i>
Euro 0	2
Euro I	1,68
Euro II/III	1,42

<sup>a</sup> Basado en una conversión a US\$ del 2001.

*Nota:* para más información sobre las categorías (regulaciones europeas para motores de diésel nuevos para vehículos pesados), ver DieselNet 2002.

imagen ambiental de las compañías tienen así un efecto sobre toda la flota vehicular. La mayoría de los países, al menos en Europa, tienen distintos impuestos sobre la venta para los vehículos nuevos; los automóviles se suelen diferenciar por peso y a veces por categoría de emisiones. Sin embargo, rara vez esta diferenciación es lo suficientemente fuerte como para tener una influencia significativa.

La diferenciación ambiental del impuesto sobre la venta de los vehículos nuevos puede ser más efectiva que la diferenciación correspondiente de los impuestos anuales, porque estos últimos se descuentan de manera implícita a una tasa de interés mayor a la del mercado. Como los automóviles nuevos se consideran bienes de lujo y los adquieren personas con ingresos superiores al promedio, algunos pueden considerar que este impuesto elevado sobre el consumo específico está justificado. Sin embargo, dichos impuestos pueden ser perjudiciales desde un punto de vista estrictamente ambiental. Los vehículos más viejos contaminan más; por lo tanto, para reducir la contaminación aérea, es deseable acelerar la tasa de renovación de la flota vehicular (como se hace de manera consciente en Japón).

***Una evolución gradual del impuesto al ruedo***

Un problema con los esquemas avanzados del impuesto ambiental al ruedo es su complejidad. Como la función de daño es complicada, el impuesto óptimo también lo será. Lo ideal sería que estos sistemas se introdujeran en un área extensa, como la Unión Europea<sup>7</sup>. Se haría necesario un equipo moderno, como el GPS, que solo algunos equipos tendrían. Sin embargo, es particularmente importante incluir los vehículos más viejos y contaminantes que normalmente no incluyen este equipo. El sistema también debe ser lo suficientemente flexible como para detectar interferencias y tomar en cuenta las visitas temporales por vehículos de afuera de la jurisdicción. Como las políticas reales evolucionan en su contexto y deben ser aceptables para muchos actores, la mejor manera de introducir un sistema avanzado de impuestos con este tipo de tecnología compleja de control puede ser partiendo de sistemas más simples primero.

Es difícil imaginar cómo los conductores, planificadores urbanos y las industrias automotrices y petroleras se verán obligados a colaborar en un sistema nuevo que requiere inversiones considerables en tecnología nueva si rechazaran totalmente la idea. Muchas personas se oponen a los instrumentos más eficientes. En un trabajo, se solicitó a varios miles de ciudadanos escogidos al azar (la mitad de ellos propietarios de vehicu-

los) que clasificaran varias medidas para reducir la contaminación vehicular. Las más populares fueron prohibir los vehículos privados en el centro de la ciudad; los requerimientos técnicos en lo motores y el combustible, incluso permitiendo solamente los vehículos eléctricos en el centro de la ciudad; los peajes; y los límites de velocidad. Los menos populares fueron los impuestos más altos para los vehículos más grandes, los impuestos al carbono y los impuestos locales al kilometraje (Bennulf et ál. 1998). El hecho de que los instrumentos más eficientes sean los menos populares plantea un reto para que los economistas sean más pedagógicos. También refleja la importancia de los efectos distributivos de los impuestos.

Para introducir el impuesto al ruedo poco a poco, los formuladores de política deben permitir la operación paralela de varios sistemas de pago. No es posible introducir un sistema diferenciado completamente nuevo de la noche a la mañana. Una estrategia de introducción consiste en hacer que sea atractivo para cierto grupo de conductores presentarse como menos contaminadores uniéndose a un esquema de cuotas más avanzado. Como los vehículos menos contaminantes tienen equipo más sofisticado, los sistemas de cuotas nuevos y más sofisticados deben hacerse atractivos para los conductores de estos vehículos. El impuesto al ruedo ambiental enfrentaría menos oposición si se formulara no como un impuesto nuevo sobre los vehículos que contaminan más, sino como exenciones para vehículos que contaminan menos. Esta es una forma de utilizar instrumentos que se “revelan a si mismos” (ver Capítulos 12 y 13).

Por ejemplo, en áreas donde los conductores ya pagan tarifas elevadas por día o por milla de tráfico en la ciudad, pagan cuotas altas por estacionamiento o están sujetos a otras restricciones vehiculares, las reducciones serán atractivas para los conductores que prueben que sus vehículos son más limpios y causan menos daño ambiental que muchos otros vehículos. Los formuladores de política pueden exonerar los vehículos realmente limpios (como los híbridos o eléctricos) de estas cuotas en ciudades que tienen esquemas

## Lectura adicional

### **Economía de los combustibles y economía del transporte**

Harrington 1887  
Small 1992  
Small y Kazimi 1995

### **Fijación de precios**

De Borger et ál. 1996  
Hughes y Lvovsky 1999  
Kågeson 1993  
Kågeson y Dings 1999  
Komanoff 1997  
Maddison et ál. 1996  
Mayeres 1993  
Newberry 1990  
Verhoef 1994

### **Congestión**

Button y Vehoef 1997  
Hau 1992  
Johansson y Mattson 1995  
Lewis 1993  
Morrison 1986  
Transportation Research Board 1994  
Vickney 1963  
Walters 1961

### **Peajes**

ETTM 2002  
Gomez-Ibanez 1996  
Hakim, Seidenstadt y Bowman 1996  
Ramamurti 1996  
Viton 1995



que de otro modo cobran tarifas por día. De manera similar, los vehículos muy limpios (pero no eléctricos) podrían ser (parcialmente) exonerados de los impuestos al kilometraje, peajes, estacionamiento u otras cuotas, y los vehículos que usan combustibles no fósiles pueden reducir sus impuestos al combustible para reflejar el beneficio ambiental que aportan.

Los vehículos con odómetros certificados que pueden probar que solo recorren distancias cortas pueden ser elegibles para impuestos vehiculares reducidos o reembolsos de los impuestos al combustible (para compensar por las personas de bajos ingresos de las zonas rurales, donde las externalidades del tránsito son pequeñas). Los vehículos con GPS y odómetros certificados que pueden probar que circulan por distancias cortas en áreas urbanas tendrían la posibilidad de pagar por las millas que recorren en lugar de pagar por un área.

## Notas

1. A medida que disminuye el precio de esta tecnología aumentan las posibilidades, pero siempre hay una compensación entre las ganancias derivadas de la asignación eficiente y los costos del sistema (para una derivación de estas regulaciones de segundo óptimo, ver Verhoef et ál. 1995).

2. Los permisos de emisión transables cumplirían un papel análogo. En estos esquemas, los motoristas deben adquirir permisos adicionales por milla para vehículos más contaminantes, y permisos adicionales (o separados) para las zonas sensibles. Gran parte de la discusión sobre el esquema de cuotas aplicaría también para este tipo de esquemas de permisos.

3. Los ejemplos incluyen el uso obligatorio de calentadores eléctricos de motores en los climas fríos, así como proveer la electricidad necesaria en los parquímetros. En el largo plazo, los desarrollos tecnológicos nuevos podrían tornar innecesario este calentamiento externo.

4. Este sistema se utiliza en algunos lugares en Noruega. En algunos contextos, se puede considerar como un invasión de la privacidad.

5. Lo ideal sería que las cuotas por congestión se cobren por vías congestionadas, no vías nuevas. Los impuestos al ruedo óptimos deben ejercer un impacto sustancial sobre la magnitud y la composición del tráfico. Un sistema diseñado para recaudar ingresos sin afectar el tráfico (como se suele proponer) desperdiciaría recursos. En Estados Unidos, el *lobby* de las carreteras adopta el concepto de los peajes para seguir construyendo carreteras a medida que los fondos públicos van escaseando.

El número de peajes nuevos va en rápido aumento en Chile, donde se utilizan para financiar la construcción de carreteras. Para el 2000, los peajes de once carreteras arrojaron una ganancia combinada de más de \$100 millones, o 20% del presupuesto del departamento vial. Se espera que dentro de unos años haya unos 50. Todavía no existen peajes completamente automatizados, pero se están planeando para la Costanera Norte (ver Goldmann 2002).

6. Esta medida sabia no sería posible dentro de la Unión Europea, porque la Directiva Sobre Peajes (1999/62/EG) le permite solamente a los países miembros cobrar por las carreteras. Esta regulación fomenta la desviación del tráfico hacia carreteras secundarias, donde el desgaste causado por los vehículos pesados requiere de un mantenimiento costoso.

7. La efectividad del impuesto al ruedo (o de un sistema con clases ambientales) puede depender de la escala. Algunos de los beneficios (como el desarrollo tecnológico) se podrían ver limitados si se implementa solo en un país, mientras que los costos (por vehículo) serán mucho mayores. Por otro lado, los problemas (así como la base fiscal) son muy locales, y los políticos locales y los conductores querrán que los ingresos se utilicen localmente, lo cual parecería favorecer alguna forma de federalismo fiscal.

# *Impuestos o regulación para la eficiencia del combustible*

**E**STE CAPÍTULO ABORDA LOS IMPUESTOS a los combustibles y su contraparte: la regulación de la eficiencia del combustible. A veces las discusiones sobre la formulación de política ambiental se tiñen de fatalismo. Quienes proponen impuestos drásticos son considerados idealistas con poco sentido de la realidad. Sin embargo, el espectro de impuestos al combustible que existe hoy (en los países desarrollados y en desarrollo) es asombroso. En algunos países, los combustibles siguen estando subsidiados y, en otros, el nivel de impuestos ha aumentado el precio de mercado tres o cuatro veces por encima del precio del mercado mundial. Aunque la motivación principal no siempre es ambiental, esta diversidad ayuda a ilustrar el hecho de que el rango de políticas posibles es un tanto más amplio de lo que suponen los debates comunes sobre políticas.

En este capítulo, no solo discutiremos la importancia de los precios y los impuestos para los niveles de consumo, también abordaremos la economía política de los impuestos al combustible —qué es lo que hace dichos impuestos más fáciles en unos países que en otros— y qué tan eficaces son las alternativas en términos de regulación para la eficiencia del combustible.

## **Impuestos al combustible**

En general, los impuestos al combustible no se han implementado por razones ambientales y, de hecho, no son instrumentos ideales para enfrentar el conjunto complejo de problemas ambientales asociados con el transporte terrestre. Sin embargo, son casi óptimos para aspectos climáticos globales, aunque el impuesto debería ser solamente sobre los combustibles fósiles y no restringido al sector transportes. Como los impuestos al combustible han variado considerablemente entre países y en el tiempo, hay evidencia

---

Partes de este capítulo están basadas en un trabajo llevado a cabo con Åsa Löfgren y Henrik Hammar.

empírica que muestra qué tan bien funcionan. La intención no tiene que ser ambiental para que los impuestos sean ambientalmente eficaces.

Los precios nacionales del combustible varían considerablemente, incluso entre las economías de mercado desarrolladas, en particular por las diferencias entre tasas impositivas<sup>1</sup>. Los precios del combustible en Estados Unidos son a veces un cuarto de los de algunos países europeos. Los precios en Canadá y Australia también son más bajos que en Europa. En este continente, las diferencias de impuestos y precios de la gasolina entre países han sido considerables, como entre Italia y Alemania; durante los 90, estas diferencias fueron eliminadas en su mayor parte. Luxemburgo, sin embargo, sigue siendo un caso extremo. Sus bajas tasas impositivas atraen clientes de países vecinos de la Unión Europea y, como resultado, este país logra grandes reducciones impositivas (lo cual difícilmente constituye un ejemplo de solidaridad europea). En los países en desarrollo, las variaciones en el tiempo son bastante mayores, tanto entre los países como entre productos derivados del petróleo.

Los países productores de petróleo en el mundo en desarrollo tienden a subsidiar el consumo nacional (Sterner 1989, Sterner y Belhaj 1989). México, Nigeria, Arabia Saudita y Venezuela tienen precios del combustible bajos, mientras que algunos de sus vecinos importadores gravan fuertemente el combustible, en parte para reducir las importaciones. Además, muchos de estos gobiernos recurren a los subsidios cruzados para favorecer distintos grupos de consumidores; el combustible favorecido puede ser la gasolina (para complacer a la clase media urbana), el queroseno (los pobres rurales), el diésel para autobuses (los pobres urbanos) o tractores (agricultores), o el gasóleo (sector industrial). La gasolina, el queroseno, el diésel y el gasóleo provienen del mismo petróleo crudo. La diferencia en el gravamen de los distintos destilados ilustra la política de los efectos distributivos (ver Capítulo 15). Las complicaciones surgen con el precio de sustitutos cercanos, como el alcohol. La mayor diferencia se encuentra por lo general en los países pobres o en países con grandes poblaciones rurales pobres, como Bolivia, Guatemala, Haití, Jamaica, México, Nicaragua y Perú. En Jamaica, durante el régimen radical de Manley, el precio del queroseno era el 20% del de la gasolina. Estas políticas no se pueden continuar en el largo plazo porque conducen a una adulteración masiva de la gasolina con queroseno<sup>2</sup>. Uno de los pocos países de Latinoamérica donde no parece haber subsidios cruzados es Chile, donde los principios de mercado forman parte integral de la formulación de políticas.

Otra base lógica para estos diferenciales impositivos se basa en la noción de que los bienes intermedios no deben llevar impuestos generales al ingreso; sin embargo, sí deberían llevar impuestos creados para internalizar las externalidades (ver Capítulo 14 y la introducción a la Parte IV). Si es administrativamente imposible distinguir entre combustible para usos comerciales y para uso privado, los formuladores de políticas pueden creer que el diésel se utiliza en general para el transporte comercial (autobuses, camiones y tractores), mientras que la gasolina se utiliza en especial para los vehículos privados, y que el diferencial entre ambos puede acercarse a la idea de no gravar los bienes intermedios.

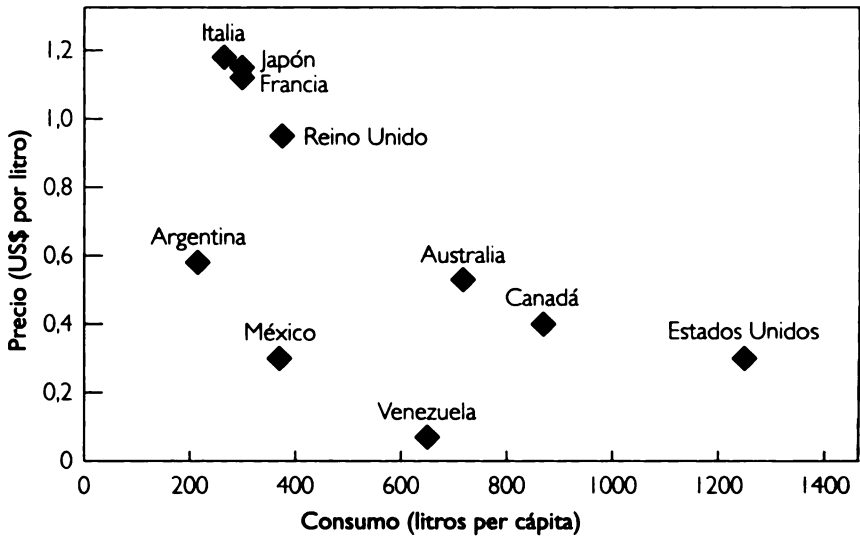
La variación en los precios de los productos es aún mayor en África, donde ha tenido lugar un contrabando a gran escala (Sterner y Belhaj 1989). Algunos países del Sahel

subsidiaban varios combustibles en los 80 para ayudar a las personas de bajos ingresos y disminuir el riesgo de la recolección de leña para fuego en un ecosistema frágil, pero las políticas no estaban bien coordinadas entre países. Senegal decidió subsidiar un combustible —el gas licuado de petróleo en botellas de 2,7 kilogramos para uso doméstico— para evitar la adulteración y el uso industrial. Esta política generó mucho contrabando de Senegal a Gambia, donde el mismo gas licuado cuesta unas seis veces más. Al mismo tiempo, se contrabandeara gasolina hacia Senegal desde Guinea y otros países que la habían subsidiado. Se crearon “flujos comerciales” sustanciales (de contrabando) en direcciones opuestas entre países vecinos, como respuesta a las diferencias en subsidios y políticas impositivas. Las reformas de precios que acompañaron los programas de ajuste estructural y otros desarrollos durante los 80 y 90 por lo general han reducido o abolido los subsidios. Sin embargo, la mayoría de los países africanos siguen tratando de proteger a sus consumidores de las variaciones en precios y la tasa de cambio mediante los subsidios (Wright 1996).

Incluso en los países de la OCDE los impuestos difieren considerablemente, de manera que en muchos países el diésel es mucho más barato que la gasolina. Pueden haber varias razones para ello. Hubo un tiempo cuando se prefería el diésel sobre la gasolina porque se creía que generaba emisiones de escape menos tóxicas; el papel de la materia particulada (MP) y los peligros del diésel para la salud humana son observaciones relativamente recientes. Por tanto, hasta que los convertidores catalíticos redujeron las emisiones de los motores de gasolina, se prefirió el diésel. En ese tiempo, la eficiencia energética tenía un peso mayor que los aspectos de salud en la formulación de políticas, y el diésel era más eficiente (lo cual es una ventaja también desde el punto de vista del calentamiento global). Hoy en día, las preocupaciones acerca de los efectos de la materia particulada sobre la salud han aumentado, y es probable que se empiece a prestar más atención al diésel<sup>3</sup>. Este tipo de combustible es utilizado por taxis, autobuses y tractores, por lo que afecta a grupos de interés políticamente sensibles. Además, cualquier política sobre el diésel debe abordar el tema de la posibilidad de sustituir el diésel con gasóleo (ver Capítulo 20).

### ***El efecto de los impuestos al combustible y los precios sobre el consumo***

Es frecuente que la gente piense que los impuestos sobre el combustible ejercen poco o ningún efecto (además de efectos perversos como el contrabando) porque consideran que el transporte es necesario y relativamente inflexible. Hay algo de cierto en esta creencia, en el muy corto plazo, pero en realidad es un ejemplo perfecto de cómo el sentido común puede perder a los no economistas. En el nivel individual, pareciera que las personas deben recorrer el mismo camino hacia y desde sus lugares de trabajo, independientemente del precio del combustible. En el nivel social, en el largo plazo, existen muchos mecanismos de adaptación: la gente puede comprar automóviles más eficientes, compartir el viaje al trabajo, utilizar el transporte público o vivir más cerca de sus lugares de actividad; esta adaptación explica gran parte de la elasticidad de la demanda del combustible en el largo plazo (Johansson y Schipper 1997). En el nivel de la economía, la dirección del progreso tecnológico puede verse afectada a medida que se producen más vehículos eficientes; incluso la arquitectura de pueblos y ciuda-



**Figura 21-1. Niveles de consumo nacional de gasolina y precios en algunos países latinoamericanos y OCDE**

des, el transporte público, los sistemas de telecomunicación y los patrones culturales de interacción pueden cambiar.

Muchos de estos efectos forman parte o son complementarios de otras inversiones, y aparecen con el transcurrir del tiempo, de modo que el resultado final es complejo y podrá ser mejor estudiado desde la econometría. Lo más probable es que un aumento en el impuesto en un año dado no se verá reflejado en un descenso en el consumo en ese mismo año, o incluso en el siguiente. Muchas condiciones económicas cambian en cualquier período determinado. Los resultados de los cambios en las políticas suceden en el largo plazo y son difíciles de observar porque una tendencia observada debe compararse con una situación inobservada. Por ejemplo, los países con combustible barato (como Estados Unidos o Canadá) tienen tasas de consumo mucho más altas que las de los países europeos, donde el combustible es más caro (Figura 21-1). En Latinoamérica, el combustible barato en México y Venezuela conduce a un consumo mayor que en Argentina o Brasil (Rogat y Sterner 1998). Además, muchos otros factores que determinan el consumo de gasolina no se pueden capturar en un solo diagrama, sino que requieren un análisis econométrico.

En estudios acerca de la demanda de gasolina, las encuestas muestran que la elección de modelo, conjunto de datos y estimador influyen en los resultados (Recuadro 21-1)<sup>4</sup>. Generalmente, las elasticidades en el corto plazo son bajas, pero la demanda en el largo plazo responde al ingreso y el precio del combustible (con elasticidades que no distan de la unidad) (Cuadro 21-1). Las elasticidades de precios para Latinoamérica son más bajas como un todo que las de países OCDE. Hay dos explicaciones posibles: menor flexibilidad a los precios locales (porque los vehículos no están hechos para los precios latinoamericanos sino para los de Estados Unidos y otros países que los fabrican) y la co-

## Recuadro 21-1. Modelos y manejo de los datos para la estimación de las elasticidades de la demanda de los combustibles

Para seleccionar políticas, es necesario entender la respuesta de las políticas, que a veces se resume en elasticidades. Sin embargo, medir elasticidades no es una tarea trivial. Los resultados pueden variar considerablemente según el modelo que se escoja. El modelo más simple para la demanda de combustible es el modelo estático,  $M_0$ :

$$G_t = c + \alpha P_t + \beta Y_t + \mu_t \quad (21-1)$$

Donde  $G$  es el consumo de gasolina,  $P$  es el precio y  $Y$  el ingreso; los índices  $i$  y  $t$  se refieren a los países y los años, respectivamente;  $c$ ,  $\alpha$  y  $\beta$  son parámetros, y  $\mu$  es un término de error.

Sin embargo, los modelos estáticos no capturan la adaptación dinámica, al menos no con datos de series de tiempo. La demanda de combustible se deriva de la demanda de transporte y tiene al menos dos componentes de ajuste: uso del vehículo y stock vehicular. Los vehículos tienen larga vida, y los ajustes tienen lugar en el tiempo. Además, los complementos y sustitutos de los vehículos incluyen toda la estructura del transporte (carreteras, planificación urbana, etc.), que tiene una vida extremadamente larga.

El ajuste se puede modelar ya sea incluyendo todas las variables relevantes (como los vehículos) o utilizando modelos dinámicos. Una de las primeras representaciones, ampliamente utilizada, del comportamiento dinámico es el modelo de ajuste parcial,  $M_1$ :

$$G_t = c + \alpha P_t + \beta Y_t + \eta G_{t-1} + \mu_t \quad (21-2)$$

Este modelo supone la inercia en la adaptación, lo cual conduce a la inclusión de una variable dependiente rezagada,  $\eta G_{t-1}$ . El modelo endógeno rezagado asume rezagos que decrecen geométricamente. También hay modelos menos restrictivos (p. ej., el modelo rezagado de "V" invertida,  $G_t = c + \alpha P_t + \beta Y_t + \eta G_{t-1} + g P_{t-1} + d Y_{t-1} + \mu_t$ , y el modelo rezagado de distribución polinomial,  $G_t = c + \sum \alpha_t P_{t-\tau} + \sum \beta_t Y_{t-\tau} + \mu_t$ , con las restricciones pertinentes en  $\alpha_t$  y  $\beta_t$ , donde  $\tau$  es el número de años tomados en cuenta).

Entre las estrategias de datos, una posibilidad es el *enfoque de series de tiempo*, donde cada país se analiza por separado. Resalta las especificidades de los países pero no utiliza enteramente la información país a país. Otra estrategia es el *corte transversal puro*, que arroja elasticidades separadas por año. El método más eficiente es el combinado: la *serie de tiempo de corte transversal* (Baltagi y Griffin 1983). La elección de modelo debe tomar en cuenta el carácter de los datos utilizados (Pesaran y Smith 1995).

Se pueden utilizar enfoques adicionales para resumir toda la información en un estimado de la elasticidad: agregando estimaciones, por ejemplo, con variables *dummy* por país (conocida como "hacia adentro"); las estimaciones grupales promedio, que son promedios de estimados de los países individuales (series de tiempo) o estimados de corte transversal de los promedios a lo largo de todos los años de los datos (conocidos como "entre"); o agregando todos los datos por país y llevando a cabo un análisis de serie de tiempo del agregado.

*Notas:* para el modelo de ajuste parcial, supongamos que el consumo de gas en equilibrio ( $G^*$ ) es  $G_t^* = c + \alpha P_t + \beta Y_t + \mu_t$ , y la adaptación parcial es  $G_t - G_{t-1} = s(G_t^* - G_{t-1}) + \mu_2$  (donde  $s$  es la tasa de adaptación). Para más información acerca de la transformación de Koyck, consulte cualquier libro de econometría (p. ej., Gujarati 1988).

**Cuadro 21-1. Estimaciones de la elasticidad en países de la OCDE (1963-1985) y de Latinoamérica (1960-1994)**

Técnica de estimación	Elasticidad del precio		Elasticidad del ingreso	
	Corto plazo	Largo plazo	Corto plazo	Largo plazo
MCO agregados	-0,12	-1,39	0,05	0,58
	-0,10	-0,50	0,21	1,17
Agregados (efectos fijos: "hacia adentro")	-0,22	-1,27	0,13	0,75
	-0,13	-0,54	0,15	0,62
Corte transversal ("entre")		-1,19		1,09
		-0,79		1,24
Estimaciones grupales promedio	-0,25	-0,85	0,37	1,15
	-0,17	-0,58	0,23	0,69
Series de tiempo agregadas	-0,31	-0,28	0,29	1,19
	-0,22	-0,58	0,14	0,40

Fuente: Sterner y Franzén 1995 (OCDE); Rogat y Sterner 1998 (Latinoamérica).

Notas: los valores superiores en cada casilla son para los países de la OCDE; los inferiores son para Latinoamérica. Los modelos utilizados son  $M_1$ , excepto para entre, que utiliza  $M_2$  (ver Recuadro 21-1). Como resultado, los estimados agregados pueden tener un ligero sesgo hacia arriba (Pesaran y Smith 1995). MCO = mínimos cuadrados ordinarios.

rrelación entre precios nacionales e ingresos en algunos países exportadores de petróleo (p. ej., en México y Venezuela si aumenta el precio del petróleo aumentan los ingresos y baja el precio de la gasolina, mientras que en Brasil y Argentina disminuyen los ingresos y aumenta la gasolina). Además, algunos factores son específicos para cada país, como la rápida disminución en el uso de la gasolina debido al programa de alcohol para motores basado en la producción nacional de azúcar en Brasil.

Los valores para algunos países africanos están en el mismo rango que los de América Latina. En los emiratos árabes, Qatar, Kuwait, Arabia Saudita y Bahrein —países con ingresos altos y combustible barato— las elasticidades del ingreso suelen ser modestas y las elasticidades de precios sumamente bajas (Eltony 1996). Este hecho es importante porque los exportadores de petróleo responden por una proporción cada vez mayor del consumo de combustible fósil<sup>5</sup>.

### **La política económica de los impuestos al combustible**

Aunque cada país presenta características diferentes, la demanda de gasolina es por lo general sensible al precio y por lo tanto a los impuestos. Esta sensibilidad no es grande en el corto plazo pero sí en el largo. Los impuestos al combustible pueden ser un instrumento poderoso para limitar el uso de combustible pero no pueden usarse sin considerar la disponibilidad y precios de los sustitutos como el transporte público. No es siempre fácil seguir una política impositiva independiente, sin tomar en cuenta la de los países vecinos. Por último, los impuestos al combustible no son el instrumento óptimo para muchas de las externalidades relacionadas con el transporte. Si se aplicaran al contenido fósil del combustible, serían un instrumento correcto para el calentamiento global



## Recuadro 21-2. Impuestos al combustible o permisos: ¿un posible instrumento para el calentamiento global?

Como parte de un experimento de política muy burdo, supongamos que la demanda de combustible está determinada por  $G = YP^{0.8}$ , donde  $Y$  es el ingreso,  $P$  es el precio (como sugieren los resultados de la sección El efecto de los impuestos al combustible y los precios sobre el consumo) y que estas elasticidades son válidas durante un intervalo largo. Supongamos también que se predice un aumento del 50% en el ingreso y una disminución del 50% en las emisiones de carbono (una meta de largo plazo para la economía total, sugerida por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático; estos valores son para el sector del transporte, pero se podrían aplicar políticas similares en otros sectores).

En este caso, el precio de mercado apropiado se puede calcular con la fórmula  $P = (G/Y)^{1.25}$ , y el precio necesario sería cuatro veces mayor:  $4 = (0.5/1.5)^{-1.25}$ . EN principio, dicho aumento de precios se podría lograr mediante impuestos o permisos negociables. Para muchas personas en países con combustible barato, esto puede parecer imposible. Sin embargo, muchos países (especialmente en Europa, pero también en países importadores de petróleo en el mundo en desarrollo) ya han demostrado que sí es posible.

(Recuadro 21-2). Seguirían sin ser un instrumento eficiente para regular contaminantes locales, porque no hacen nada por incentivar la mitigación técnica, como las mejoras en el desempeño del motor para reducir las emisiones del escape.

La “solución” del Recuadro 21-2 es conceptualmente sencilla pero políticamente complicada. ¿Por qué el uso de impuestos al combustible no es más frecuente y uniforme en los países OCDE? La mayoría de países manifiesta la intención de reducir las emisiones, y la mayoría de los economistas concuerdan en que la manera más eficiente de hacerlo es aumentando los impuestos. Los impuestos no están diseñados para cumplir con una meta única; de hecho, a menudo no están “diseñados”, al menos no en el sentido abstracto. Más bien, evolucionan a través de procesos políticos en los cuales se enfrentan varios actores políticos.

La mayoría de los estudios sobre la demanda de combustible asumen que la causalidad va de los precios y los impuestos a la demanda. Supongamos que la causalidad transcurre en el sentido contrario; los conductores (y los votantes) en los países con niveles históricos elevados de consumo de combustible pueden oponerse más fuertemente a aumentos en los impuestos, mientras que en los países con un consumo más bajo la tolerancia puede ser mayor. Los impuestos a la gasolina fueron examinados en varios países de la OCDE utilizando el test Granger de causalidad; el análisis confirmó que, además de la relación de la demanda, no se puede descartar la existencia de una relación causal separada, de las cantidades a los precios, en muchos países OCDE (Hammar et ál. 2002)<sup>6</sup>. Este hallazgo apoya la noción de que el impulso político en apoyo de un arreglo institucional puede influir en la elección de instrumento.

Los modelos de maximización de los votos (p. ej., Hettich y Winer 1988) asumen que los políticos exitosos evitarán gravar de más a sus electores. Sin embargo, los gobiernos necesitan dinero para poder operar, y algo debe ser gravado, sea esto el ingreso, la riqueza, la propiedad o los bienes de consumo. Los consumidores pueden resistirse a

cualquier impuesto, y más aun a los impuestos al combustible si quienes llevan la mayor carga ostentan más poder político que otros grupos. Los impuestos al combustible podrían resistirse menos si se percibe que hacen algún bien ambiental o benefician a grupos con una influencia limitada (o grupos con una gran capacidad de pago).

Las actitudes políticas hacia la movilidad y la contaminación ambiental pueden ser decisivas, y los costos y beneficios dependen de la densidad poblacional y otros factores. Un análisis de las diferencias interestatales en el impuesto al combustible en Estados Unidos arroja las siguientes observaciones (Goel y Nelson 1999):

1. *La presencia de una industria del petróleo conduce a impuestos a la gasolina más bajos.* La interpretación de este enunciado en términos de intereses creados, empleo y lobby es evidente. Mecanismos similares aplican en México, Venezuela y los países del Golfo Pérsico (pero no en Noruega o el Reino Unido), lo cual lleva a impuestos desproporcionadamente bajos y niveles altos de consumo.
2. *Los peajes más altos están asociados a impuestos más bajos.* Pareciera que los peajes se consideraran como alternativas a los impuestos al combustible para manejar la demanda o financiar carreteras.
3. *La densidad poblacional elevada parece arrojar impuestos más altos antes de 1981 y más bajos posteriormente.* La densidad poblacional incrementa los costos en salud y reduce los costos de construcción de carreteras y provisión de transporte público. La densidad poblacional baja convierte el automóvil en una necesidad, mientras que la densidad poblacional elevada refuerza las externalidades. La pregunta es por qué la relación se invirtió después de 1981. Se sugiere el costo de la construcción de carreteras como el factor más importante, porque era mayor durante el primer período.
4. *Un mayor cumplimiento con los estándares ambientales comporta impuestos más altos.* Este enunciado parece lógico (aunque la causalidad podría ir en cualquier dirección).
5. *Las tasas nominales tienden a ajustarse a la inflación, y un precio más elevado de la gasolina antes del impuesto conduce a impuestos más bajos.* Estas afirmaciones sugieren que los políticos tienden a aprovechar la oportunidad de aumentar los impuestos cuando es relativamente fácil; por ejemplo, cuando bajan los precios de la gasolina (previo al impuesto).

La causalidad entre economía política e impuestos al combustible puede resultar de varios escenarios. En los países con un consumo elevado, como Estados Unidos, los consumidores poseen vehículos y propiedades, y su estilo de vida depende de un uso abundante de combustible, por lo que perderían mucho dinero con cualquier impuesto al combustible. Muchos negocios —fabricantes de automóviles, estaciones de gasolina, compañías petroleras, y hasta parques de diversiones y centros comerciales— tienen intereses creados en mantener abajo el costo de la gasolina. Los empleados de dichos negocios comparten este interés, en el sentido de que sus trabajos dependen de las ganancias de sus empleadores. Las compañías petroleras estadounidenses, un grupo de presión particularmente poderoso, se oponen a los impuestos al combustible. Por lo tanto, los representantes políticos de todos estos actores tienen mucho que ganar en popularidad si se oponen a los impuestos al combustible. Al mismo tiempo, los actores que podrían

ganar algo con impuestos más altos son pocos o difusos y desorganizados. Por un lado, los proveedores de métodos alternativos de transporte —los empleados por o interesados en el transporte público, las bicicletas, etc.— pueden beneficiarse de impuestos más altos. Por el otro lado, en principio, el público en general podría beneficiarse de un mejor sistema de impuestos y la mejora resultante en la asignación dentro de la economía, pero es poco probable que este concepto abstracto atraiga muchos partidarios.

En un país como Italia, que produce poco petróleo, el balance de intereses puede ser algo distinto. Una estrategia razonable para mantener bajas las importaciones de petróleo consiste en ahorrar energía aumentando el precio. El hecho de que esta estrategia desvíe parte de la renta del recurso de los productores foráneos al tesoro nacional no es, obviamente, un problema. Muchos conductores poseen vehículos pequeños y viven cerca de sus lugares de trabajo. Los precios de la gasolina han sido tan elevados durante tanto tiempo que los conductores se han adaptado, de modo que no tienen mucho que perder de aumentarse aún más los impuestos. Es más, los dueños, empleados y subcontratistas de Fiat saben que la gran proporción del mercado de la que gozan sus automóviles pequeños y eficientes depende de los altos precios de la gasolina. Los empleados del sector del transporte público también se benefician. El hecho de que los impuestos a la renta han sido especialmente difíciles de recaudar en Italia puede ser la verdadera razón pragmática detrás de los altos precios de la gasolina, considerados como una fuente sencilla de recaudación de impuestos. Así, los italianos que sienten que el gobierno necesita de la recaudación —porque aprecian los servicios que provee o porque son empleados gubernamentales— pueden apoyar los impuestos al combustible de manera implícita<sup>7</sup>.

El Reino Unido solía ser un país de bajos impuestos según los estándares europeos. Sin embargo, durante los 90 los impuestos al combustible aumentaron en un 4-6% anual. Para el 2000, este país tenía los impuestos al combustible más altos de la Unión Europea, y comenzaron a escucharse las protestas. Se había llevado a cabo una “reforma fiscal verde” sin darle mucha publicidad al concepto. El hecho de que los impuestos subieran rápidamente puede explicar hasta cierto punto la intensidad de las protestas. Estas condujeron al abandono de la escalada del impuesto, y se supone que hoy en día aumenta solo para compensar por la inflación. Alemania tiene un aumento programado similar, de 25 pfennig/año.

La tradición de asignar previamente el destino de la recaudación proveniente de los impuestos al combustible también difiere entre países y puede influenciar el apoyo o la oposición a este tipo de impuestos. En Estados Unidos, la mayoría de los impuestos al combustible se destinan a la construcción de carreteras, práctica que puede parecer extraña a los economistas acostumbrados a predicar las virtudes de no asignar los fondos previamente, pero que goza del apoyo político general en ese país. En el Reino Unido, los esfuerzos por “hipotecar” los impuestos al combustible son vilipendiados frecuentemente. De hecho, en 1909 Lloyd George, entonces ministro de finanzas, creó un fondo vial especial, que ha sido atacado de manera consistente por ministros de finanzas posteriores que han considerado absurda la idea (de hipotecar los impuestos a la gasolina). En Francia, se creó un fondo similar en 1952 (*Fonds d'investissement routier*). Aun así, el principio de un presupuesto unificado ha dominado el pensamiento político y económico francés (Hayward 1983, Nivola y Crandall 1995), y el ministro de finanzas desviaba regularmente el dinero de dicho fondo, que fue abolido del

todo en 1981. Contrariamente, en Estados Unidos, cuando el entonces presidente Richard Nixon trató de incautar unos fondos para carreteras en 1972, los estados cuestionaron su acción en una demanda y ganaron<sup>8</sup>. Dos años después, el congreso aprobó una legislación que prohíbe este tipo de incautamiento.

En un nivel general, la distribución de los costos debe ser un factor importante en la política de las políticas industriales. En Estados Unidos, la ausencia de medios alternativos de transporte, unida a una distribución desigual del ingreso, torna los impuestos a la gasolina especialmente sensitivos para los grupos de bajos ingresos. En muchos países europeos, el transporte público ofrece alternativas razonables y protege los hogares de escasos recursos del costo de los precios más altos de la gasolina. En países con una distribución del ingreso más equitativa, el precio de la gasolina no tiene por qué ser una preocupación. En los países pobres, donde los automóviles son un artículo de lujo, el impuesto al combustible deberá ser progresivo. Sin embargo, la élite afectada suele tener tal poder que puede bloquear su implementación.

Es frecuente encontrar el argumento de que si aumenta el precio del combustible (en particular del diésel), aumentarán todos los demás precios en la economía como resultado del incremento en los costos del transporte. Para un economista, este argumento no parece muy poderoso, porque la proporción del costo de los servicios de transporte en el precio final de la mayoría de los bienes es relativamente pequeña. Además, si los precios del combustible aumentan como resultado de los impuestos, entonces es posible suponer que estos impuestos sustituyen a otros (p. ej., sobre el trabajo, que también podría haber incrementado algunos precios). Una gran parte de la resistencia a los impuestos al combustible proviene de los transportistas o los agricultores profesionales. Para los vehículos comerciales, conducir no es un bien consumible sino intermedio (es decir, un servicio) y por tanto no debe ser sujeto a impuestos destinados a aumentar la recaudación (ver Capítulo 14). Sin embargo, los motivos que no se relacionan con la recaudación, como la internalización de los costos externos, no se ven afectados (las cuotas óptimas de los peajes bajo impuestos distorsionadores se discute en Proost 1998 y Calthorp et ál. 2000). La tasa impositiva real y el precio de los combustibles no tienen que diferir por fuerza en el punto de venta. La diferenciación puede (al menos en principio) alcanzarse mediante la deducción del impuesto (para impuestos que generan ingresos) para las empresas que utilizan el combustible con fines comerciales. Este enfoque podría contribuir a reducir la tensión política que rodea el tema de los impuestos al combustible.

Otro determinante importante del consumo de combustible es la densidad poblacional. Pocos estudios internacionales sobre la demanda de combustible incluyen esta variable, por lo que es difícil mostrar la conexión de manera empírica. Esto puede deberse a que la densidad poblacional se define a nivel nacional, mientras que el determinante más importante es la densidad poblacional local. Sin embargo, dicha variable es difícil de construir porque es en parte endógena. La mayoría de las ciudades estadounidenses tienen densidades poblacionales mucho menores que las europeas (de hecho, menores que las de muchas áreas "rurales" de los países en desarrollo). Con cerca de 10 personas/hectárea, Detroit, Michigan, difiere de Londres, París y Berlín, con densidades de cerca de 50-75 personas/hectárea, y de Tokio y Hong Kong, con más de 100 y hasta casi 300 personas/hectárea, respectivamente (World Bank 1996, Sida 1998). No sorprende, en-

tonces, que el consumo de gasolina en las ciudades estadounidenses, dispersas y carentes de un transporte público satisfactorio, sea cuatro veces mayor que en la ciudad europea típica. Aunque gran parte de la diferencia se debe a hábitos y características vehiculares que se adaptan a los precios cambiantes del combustible en 5-10 años, otra parte considerable se debe a diferencias en la arquitectura urbana, que toma mucho más de 10 años adaptar.

## Regulaciones en lugar de mecanismos de precio

### *Estándares de emisión*

A pesar de toda la discusión desarrollada acerca de los instrumentos de mercado, las políticas más usuales para el transporte vial siguen siendo físicas y regulatorias: manejo del tráfico, controles de velocidad, equipo obligatorio (como los convertidores catalíticos), regulación de la calidad del combustible, inspección y mantenimiento obligatorios y planificación urbana (ver Capítulo 22). El instrumento de política más común para reducir la contaminación vehicular son los estándares de emisión. En un mundo ideal, sin control de costos, los estándares serían superfluos e ineficientes, porque resultan en automóviles demasiado limpios en el campo y no lo suficiente en el centro de la ciudad.

En principio, el conjunto óptimo de impuestos al ruedo encarecería la circulación en el centro de la ciudad, y resultaría una mezcla óptima de vehículos sin implementar estándares de emisión. En la realidad, hay varios factores que impiden el abandono de los estándares. Debido a las economías de escala en la producción de vehículos, el alto costo del monitoreo y las incertidumbres acerca de los efectos reales del impuesto al ruedo, parece prudente conservar alguna forma de estándares de emisión convencionales. Sin embargo, con el impuesto al ruedo, el papel y el carácter de los estándares de emisión obligatorios deberían cambiar<sup>9</sup>. Su importancia como propulsores del cambio tecnológico disminuiría, y su papel puede ser más bien el de un estándar seguro mínimo aplicable a condiciones generales. La fuerza motora detrás de los vehículos más limpios sería la reducción en las cargas viales ambientales.

Otra política es la zonificación. Las municipalidades suecas pueden declarar “sensitivas” ciertas áreas urbanas y prohibir algunos tipos de vehículos dentro de estas zonas. Por lo general, utilizan clasificaciones ambientales de los vehículos. Las autoridades suecas continúan ejerciendo presión a favor de las clases ambientales, que pueden ser utilizadas por los gobiernos locales al procurar bienes públicos, por ejemplo (Naturvårdsverket 2002).

### *CAFE en Estados Unidos*

Sorprendentemente, el país conocido como el mayor impulsor de los mercados libres ha dependido casi exclusivamente de la regulación directa de la eficiencia del combustible en lugar de utilizar impuestos. A principio de los 70, reducir el consumo de combustible

era una meta universalmente aceptada en Estados Unidos, no por razones ambientales sino por motivos de seguridad nacional. Pareciera que este país trató de escoger instrumentos de política eficaces cuando introdujo los estándares de *Corporate Average Fuel Economy* (CAFE) en 1975 como el instrumento principal para influir en la demanda de combustible para transporte. Los estándares CAFE requerían que todos los fabricantes de vehículos de motor vendidos en Estados Unidos cumplieran con un ahorro de combustible de 18 millas por galón (mpg) para 1978. El estándar estaba dirigido a aumentar el ahorro de combustible promedio a 27,5 mpg para 1985, pero para entonces los precios habían bajado y Ford y General Motors lograron convencer al Departamento de Transporte de reducir temporalmente el estándar a 26,0 mpg; desde 1990, este ha sido de 27,5 mpg. El ahorro promedio de combustible ha mejorado en un 50% a partir de los automóviles de 1978, y en este sentido puede parecer que los estándares CAFE ayudaron a reducir el uso de combustible; de hecho así es, pero no de manera eficiente.

Varios fenómenos reflejan la ineficiencia de CAFE como instrumento de política. En un ejemplo clásico de cómo el mercado encuentra la manera de esquivar las regulaciones físicas, las minicamionetas, camiones livianos y SUV se han vuelto cada vez más populares, y su venta como vehículos personales ha aumentado significativamente (estos tipos de vehículo no están sujetos a la misma regulación estricta que los automóviles). De 1980 a 1993, el número de automóviles vendidos en Estados Unidos cayó de 8,98 millones a 8,52 millones al año, mientras que el número de minicamionetas, camiones livianos y SUV aumentó en más del doble, de 2,2 millones a 5,0 millones al año.

Aunque algunos investigadores argumentan que los estándares CAFE tuvieron poco efecto (Thorpe 1997), otros están en desacuerdo (Greene 1990). El nivel de penalización era relativamente modesto (US\$ 5/vehículo por cada faltante de 0,1 mpg)<sup>10</sup>. Varios fabricantes europeos simplemente pagaban las multas, mientras que los productores nacionales tenían acceso a otros mecanismos. Las compañías estadounidenses ni siquiera tenían que pagar estas pequeñas multas. Durante varios años, Ford y General Motors lograron hacer retroceder los estándares. Otra estrategia permitida consistía en utilizar los créditos “guardados” de algún sobrecumplimiento anterior, como ahorrar más del promedio en algún año previo. También se podían obtener créditos por la venta de vehículos especiales de combustible alternativo, y las compañías podían evitar la regulación emigrando la producción hacia el exterior (o de vuelta a los Estados Unidos) porque las cuotas para automóviles producidos localmente e importados (incluyendo compañías estadounidenses que fabricaban los vehículos en el extranjero) eran diferentes<sup>11</sup>.

Según otros estudios, el costo de bienestar de las regulaciones CAFE era mucho mayor que si se hubiera utilizado el impuesto al combustible correspondiente, y algunos estudios dudan incluso de que los estándares tuvieran algún efecto agregado de ahorro de combustible (ver Nivola y Crandall 1995 y los estudios citados por ellos). Según una investigación, el costo de bienestar (para consumidores y productores) de los estándares era del orden de US\$ 0,60/galón ahorrado, comparado con US\$ 0,08/galón ahorrado si se hubiera utilizado el impuesto (Leone y Parkinson 1990). Aunque las cifras son inciertas y a veces las investigaciones se contradicen, es probable que este tipo de estándar no sea eficiente en el sentido de la asignación, y resulta aleccionador considerar por qué se escogieron los estándares CAFE como instrumento de política. La respuesta sencilla

es que incrementar los impuestos era políticamente imposible en Estados Unidos; por ejemplo, la administración Clinton logró aprobar solamente un aumento pequeño de US\$ 0,043/galón después de proponer uno bastante más grande primero.

La situación parece clara en el caso del poder político de los grupos de presión, ¿pero por qué son tan exitosos? Los modelos de influencia política encuentran que los casos más fuertes se presentan cuando los beneficios son disfrutados por unos pocos y los costos se extienden ampliamente. Aunque los costos de asignación de las regulaciones CAFE se extienden ampliamente, los beneficios de los precios bajos también. Sin embargo, los grupos de presión eficaces parecen encargarse de organizar a los conductores. Otra explicación es que los estadounidenses no valoran especialmente los ingresos del gobierno. La gente puede considerar el impuesto a la gasolina como una pérdida (similar al efecto de un incremento de los precios internacionales), en particular si no creen que otros impuestos se reducirán o que un mayor gasto estatal aumentará el bienestar. Este aspecto es al menos una parte importante de la explicación, porque los dos décadas pasadas fueron un periodo de oposición política intensa al “gobierno grande” y los impuestos en Estados Unidos. En una investigación, los conductores del sur de California estuvieron un poco más dispuestos a pagar cuotas por el congestionamiento si una parte de estas les fuera reembolsada (Harrington et ál. 2001).

Otras razones por las cuales se eligieron los estándares CAFE tienen que ver con la economía política de los impuestos a la gasolina: los estadounidenses se han vuelto dependientes de los automóviles por el transporte público inadecuado, la cultura de movilidad y la baja densidad poblacional, incluso en ciudades donde la urbe extendida es cada vez más común. Por su lado, la densidad poblacional es baja y el transporte público inadecuado por el gran número de automóviles y porque los precios de la gasolina han permanecido bajos durante casi un siglo. Además de la presión ejercida por la industria y los conductores, en varios estados (como Wyoming y Nuevo México) los congresistas se oponen a los impuestos a la gasolina por miedo a que sus estados pierdan ingresos del turismo o que sus constituyentes se vean afectados por un costo elevado del transporte. El hecho de que el automóvil es un medio de transporte masivo en Estados Unidos, más que en ningún lugar del mundo, sugiere también que las preocupaciones sobre la distribución del ingreso pesan más. De hecho, un estudio encontró que los impuestos a la gasolina son ligeramente regresivos en ese país, aunque su proporción del ingreso sea pequeña y varíe poco, excepto en los extremos de la distribución (es decir, deciles superior e inferior) (Poterba 1991).

## Notas

1. La relación entre impuestos y precios domésticos es compleja, y hay muchas razones para las diferencias en los precios nacionales del combustible entre países. Parte del precio en la estación de gasolina es el costo del servicio, la refinería, el transporte del combustible, etc. Estos costos son determinados por la geografía, escala, eficiencia, niveles de costo e impuestos a las compañías y sobre la renta en cada país. Sin embargo, por lo general suman una parte pequeña del precio total, y la razón principal para las variaciones en los precios domésticos es la diferencia en el impuesto selectivo al consumo. Me concentro en especial en los precios de la gasolina porque los datos tienden a ser más claros para la gasolina que para el diésel, donde la sustitución por gasóleo causa algunos problemas.

2. La adulteración y el contrabando no se restringen a los países en desarrollo. En 1998 en Suecia, cerca de 12,5 millones de litros de gasolina fueron adulterados con solvente para pinturas con el fin de evadir impuestos.

3. El conocimiento siempre es incompleto e, irónicamente, algunas señales apuntan a que la preferencia de la gasolina sobre el diésel podría revisarse una vez más. Los filtros nuevos y otras tecnologías reducen las emisiones de partículas del diésel, y los motores Otto (que utilizan gasolina) producen más cantidad de partículas más finas (tamaño nanómetro), que pueden tener peores efectos sobre la salud humana que las partículas más grandes.

4. Dahl y Sterner (1991a, 1991b) presentan una encuesta que estratifica los resultados por modelo y datos. En trabajos posteriores, Sterner (1991), Sterner y Dahl (1992), Sterner y Franzén (1995) y Sterner et ál. (1992) estiman diferentes modelos para un conjunto de datos consistente de la OCDE para 1960-1985. Rogat y Sterner (1998) estiman los mismos modelos para algunos países de Latinoamérica.

5. El consumo de gasolina en Libia, por ejemplo, es más de 10 veces el promedio africano. Cinco países (Algeria, Egipto, Libia, Nigeria y Sudáfrica) responden por un tercio de la población africana y poco más de la mitad del producto interno bruto del continente, pero suman dos tercios de todo el consumo de derivados del petróleo y cuatro quintos de todo el uso de gasolina (cálculos sin publicar del autor basados en estadísticas de la OCDE, la Agencia Internacional de Energía y las Naciones Unidas).

6. En sistemas complicados, se pueden traslapar muchas relaciones causales (p. ej., los precios influyen en la demanda, y esta a su vez influye en las políticas impositivas y por lo tanto en los precios a través de las presiones políticas). La prueba de causalidad de Granger es un método estadístico para diferenciar estas relaciones.

7. Irónicamente, hasta las compañías petroleras se pueden beneficiar. En países con impuestos elevados, como Noruega, Suecia, Italia y, en especial, Japón, los impuestos altos se combinan con precios elevados de la gasolina previo al impuesto. Esta combinación parece extraña (los impuestos elevados deberían quitarle ganancias a las compañías petroleras) pero puede tener una explicación política en la aceptación implícita de mayores ganancias a cambio de impuestos más altos. Uno puede imaginar que las autoridades desean un alto nivel de precios para promover la conservación y "compartir" la renta con las compañías de gas.

8. *State Highway Commission of Missouri v. Volpe 1973.*

9. Esto no equivale a la tecnología obligatoria, como el convertidor catalítico. En principio, es más eficiente si las compañías se ven en la libertad de probar nuevas tecnologías destinadas a cumplir con una meta determinada.

10. Esta penalización aplicaba solamente a la venta de más de 10 mil vehículos por año en Estados Unidos. Incluso si el faltante alcanzaba los 5 mpg la multa era de solo US\$ 250, menos del 1% del precio de un automóvil nuevo, o el costo del combustible extra por solo un año de circulación (suponiendo 25000 millas/galón y US\$ 1/galón).

11. Ford recurrió a esta estrategia al menos dos veces, mudando la producción de ejes traseros a México y luego de nuevo a Estados Unidos por razones "relacionadas con CAFE" (Thorpe 1997).



## *Calidad del combustible, estándares vehiculares y planificación urbana*

**E**L CAPÍTULO 21 SE ENFOCÓ EN LAS POLÍTICAS para la eficiencia del combustible y las emisiones de carbono. En este capítulo, nos avocamos a los instrumentos de política que se utilizan con más frecuencia para enfrentar problemas ambientales locales y regionales causados por el transporte. Dichos instrumentos suelen concentrarse en la calidad del combustible, los estándares vehiculares (para los vehículos nuevos, así como inspección y mantenimiento para vehículos más antiguos), manejo del tráfico, logística y planificación urbana.

### **Calidad del combustible y eliminación gradual del plomo<sup>1</sup>**

Además del diseño de vehículos y el manejo del tráfico, la calidad del combustible es un factor integral de la formulación de políticas para el sector transporte. El uso de plomo en la gasolina se ha convertido en un símbolo de los efectos del transporte sobre la salud. Al principio, los efectos sobre la salud estaban entre las razones indirectas para la eliminación gradual de la gasolina con plomo; la razón principal era que los convertidores catalíticos se “envenenaban” (dejaban de funcionar) incluso cuando se contaminaban con cantidades pequeñas de plomo.

Los convertidores catalíticos fueron introducidos por razones ambientales, pero de otro tipo. Originalmente, la principal preocupación eran las emisiones relacionadas con el smog —óxidos de nitrógeno (NOx), compuestos orgánicos volátiles (COV) y monóxido de carbono (CO)— en climas soleados como el de California. Sin embargo, a medida que se fue conociendo más acerca de los efectos sobre la salud de la exposición al plomo, se supo que este podía ocasionar pérdidas de inteligencia, desórdenes nerviosos, hipertensión y hasta poner en peligro la vida en casos de alta exposición (CDC 1991, Hayes et ál. 1994, Hu et ál. 1996, Lovei y Levi 1997, Needleman et ál. 1994, Schwartz 1994, WHO 1987). Los niños corren el mayor riesgo, porque sus sistemas nerviosos están

en desarrollo. La desnutrición, en particular la falta de metales traza esenciales, parece incrementar los efectos negativos de la exposición al plomo, lo cual la hace especialmente peligrosa para los más pobres.

### ***Antecedentes técnicos de los aditivos de plomo***

El plomo (usualmente tetraetilo de plomo) se agregaba a la gasolina en gran parte del mundo porque era una forma barata de incrementar el octanaje y un buen lubricante para las válvulas. Aunque la gasolina con plomo se sigue utilizando en algunos países en desarrollo, su eliminación gradual continúa llevándose a cabo en el mundo entero<sup>2</sup>. La gasolina no es una sustancia homogénea sino una mezcla que varía considerablemente entre compañías, países e incluso estaciones. Se compone mayormente de alcanos (cadenas de hidrocarburos saturados, rectas o ramificadas), alcanos (no saturados), aromáticos (anillos de carbono) y a veces éteres, alcoholes y otros compuestos (Lefler 1985). La composición determina propiedades como el punto de inflamación, temperatura de evaporación, presión de vapor parcial y octanaje. Estas propiedades determinan el desempeño técnico y ambiental de la gasolina.

Las refinerías mezclan componentes para obtener las propiedades deseadas al mínimo costo. Dependiendo de qué tan avanzada es una refinería, puede sintetizar con cierta facilidad los ingredientes necesarios a partir de distintas calidades de petróleo crudo. Si los productos base no llenan los requisitos, hay que mezclarles aditivos más caros. Como amplificadores del octanaje, hay varias combinaciones de aromáticos, hidrocarburos livianos (butanos, alcoholes o éteres) que pueden remplazar los hidrocarburos. Los butanos son muy volátiles (es decir, tienden a evaporarse), lo cual puede causar problemas ambientales, y los aromáticos son muy poco deseables porque son carcinogénicos y contribuyen a la formación de ozono al nivel del suelo (smog). El metil *tert*-butil éter (MTBE) y el etil *tert*-butil éter (ETBE) son preferidos como aditivos en varios países desarrollados, así como los alcoholes, populares en Estados Unidos y Brasil<sup>3</sup>.

Los asientos de válvula de los vehículos más antiguos pueden estar demasiado suaves. Las condiciones de manejo difíciles aunadas al uso de gasolina sin plomo puede causar la recesión del asiento de la válvula, un daño del motor que es caro reparar. Al parecer, esta posibilidad ha sido bastante exagerada para continuar el uso de gasolina con plomo; la recesión del asiento de la válvula ocurre solo en condiciones extremas. Además, compuestos menos venenosos que el plomo (como el sodio) pueden remplazar la función lubricante del plomo a un precio razonable: Powershield 8164 de Lubrizol cuesta solamente US\$ 0,003/litro de gasolina en la dosis recomendada (World Bank 1998a, 1998b). De hecho, la evidencia señala que la reducción de plomo disminuye los costos generales de mantenimiento, porque la gasolina con plomo suele contener aditivos de halógeno que forman sedimentos y corroen las válvulas de escape, bujías y otras partes del motor (V.M. Thomas 1995).

El costo de eliminar la gasolina con plomo depende del tamaño y la estructura del mercado, la tecnología de la refinería, el tipo de crudo y otros factores. El costo promedio es de US\$ 0,02 a 0,03/litro de gasolina si partimos de un nivel elevado de 0,6 gramos de plomo/litro, o US\$ 0,01 a 0,02/litro si partimos de una concentración más común de 0,15 gramos/litro (World Bank 1998a, 1998b). El costo también cambia con

el tiempo, a medida que la tecnología se transforma, y puede depender del horizonte temporal de la eliminación. Por ejemplo, una refinería individual puede modernizar su maquinaria y extender algunos de sus procesos, cambiar su mezcla de crudo o comprar varios aditivos o componentes como los alcoholes o éteres. En el nivel nacional, otras opciones incluyen liberar las importaciones, permitiendo a empresas extranjeras establecer refinerías, intensificar las especificaciones del combustible, y quizás implementando políticas basadas en incentivos. En algunos países, las autoridades han introducidos varios grados de gasolina; cuando solo se dispone de un grado, debe ser una gasolina de alto octanaje, diseñada para satisfacer las demandas de los vehículos más exigentes, aun si la mayoría de ellos no requieren estas formulaciones. La disponibilidad de varios grados de gasolina puede reducir la demanda total por amplificadores del octanaje.

### ***Instrumentos de política para la eliminación del plomo de la gasolina***

Antes de considerar el diseño de políticas, se debe determinar el nivel "óptimo" de contaminación para cada fuente. La conveniencia de eliminar la exposición al plomo tanto como sea posible es una verdad universalmente aceptada por los países desarrollados, pero el tema no es tan claro en países cuyos habitantes devengan ingresos muy bajos, en particular porque deben decidir con cuidado cómo asignar recursos escasos entre varias fuentes de contaminación por plomo.

Los estudios demuestran que la exposición al plomo resulta de pinturas con plomo, aditivos plásticos, vidriado cerámico, tuberías de agua, la soldadura de latas de comida, cables, municiones, baterías de automóviles y cosméticos, además de la gasolina con plomo y la exposición directa en las fundiciones de plomo. A pesar del uso extendido de plomo en la gasolina, esta no era ni es una fuente importante de plomo en el ambiente; sin embargo, los vehículos son la mayor fuente de plomo atmosférico en muchas ciudades y representa hasta un 90% de todas las emisiones de plomo hacia la atmósfera (Brunekreef 1986). Como el plomo en esta forma es fácilmente accesible, este tipo de emisiones son responsables de gran parte de la exposición y de sus efectos sobre la salud. En los países industrializados, muchos usos del plomo están prohibidos o muy regulados<sup>4</sup>. En los países en desarrollo, las tuberías de agua, el vidriado y otras fuentes cercanas a la cadena alimenticia suelen representar buena parte de la exposición y deberían ser la prioridad, aunque el plomo en la gasolina también es importante.

Ningún instrumento de política es óptimo para eliminar la gasolina con plomo porque el carácter de la tecnología y los mercados varía considerablemente en el tiempo y entre países. El conjunto de experiencias conocidas apunta hacia ciertas ventajas y desventajas de cada instrumento en distintos contextos. La eliminación gradual del plomo en Estados Unidos en los 70 es distinta de la eliminación hoy en día en El Salvador. El conocimiento acerca de las opciones, la tecnología, los efectos sobre los motores y más ha aumentado. Además, la situación en un país grande con mercados complejos y muchas refinerías con intereses individuales es muy distinta de la de un país con solo una refinería estatal. Los abordajes utilizados hasta ahora incluyen los permisos transables, la regulación directa, el trato impositivo preferencial, el ecoetiquetado y las demandas legales.

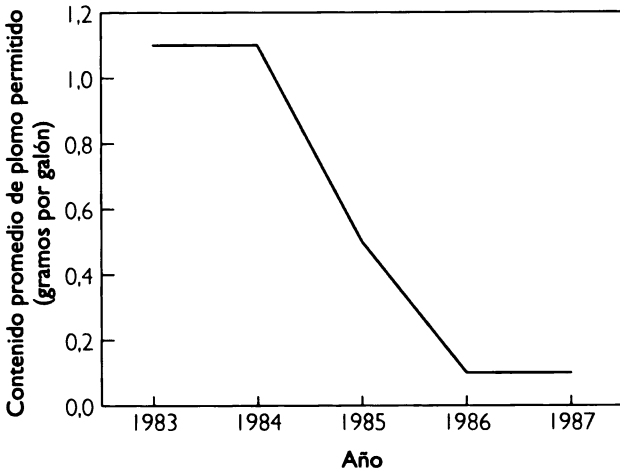


Figura 22-1. *Eliminación gradual de la gasolina con plomo en Estados Unidos*

Estados Unidos fue el primer país en eliminar la gasolina con plomo. Algunos de los factores determinantes ya fueron discutidos en capítulos anteriores (p. ej., el smog en California y los convertidores catalíticos). Para 1973, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA) ya había logrado una reducción drástica del contenido de plomo en la gasolina. En 1982, la US EPA decidió eliminar el resto del plomo lo más rápido posible, lo cual logró en cinco años (empezando en 1982)<sup>5</sup>. Aunque los beneficios totales superan con creces los costos, las refinerías preocupadas por alcanzar el ritmo relativamente acelerado de la eliminación se resistieron al cambio (Tietenberg 1994). La producción de gasolina sin plomo de alta calidad requiere de la tecnología apropiada, la cual puede ser costosa para algunas refinerías, dependiendo de su antigüedad y tamaño. Para una refinería en proceso de expansión y modernización, el costo adicional de cumplir con las nuevas regulaciones para eliminar el plomo puede ser una insignificancia. Pero para una refinería que se encuentra en otra etapa del ciclo de inversión, el costo adicional puede ser devastador a menos que se atrase para que coincida con su remodelación y mantenimiento regulares. Para algunos tipos de refinerías pequeñas, los costos pueden ser prohibitivos si no se dispone de la tecnología apropiada en pequeña escala. En los 70, Estados Unidos tenía demasiadas refinerías pequeñas cuya producción era pequeña pero su influencia considerable.

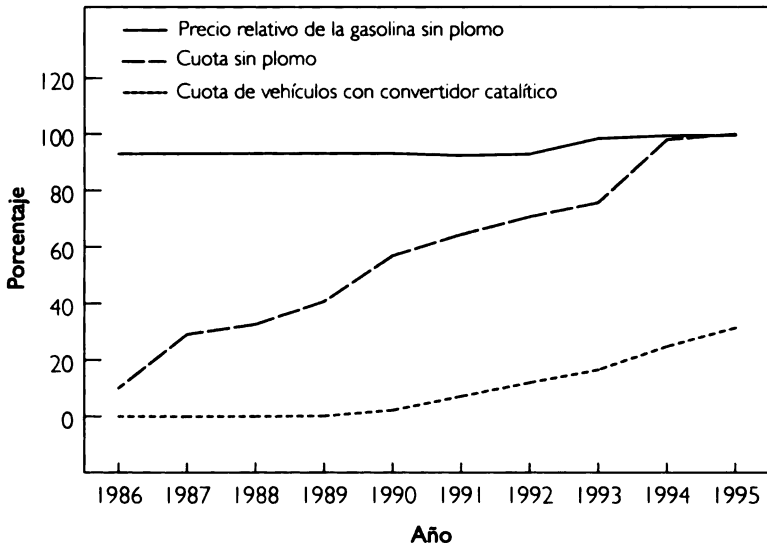
Casi cualquier regulación ambiental pone en desventaja competitiva algunas empresas frente a sus competidores y genera quejas legítimas por parte de la industria. La US EPA temía que la legislación para la eliminación del plomo se vería impugnada en las cortes y que las compañías lograrían atrasarla por un buen tiempo. Este miedo no era hipotético: hasta un 80% de las regulaciones de la US EPA son impugnadas en las cortes (Davis y Mazurek 1998, 23). Por lo tanto, la US EPA buscó un mecanismo que le brindara alguna flexibilidad a las plantas individuales sin atrasar el cumplimiento. El mecanismo escogido fue un tipo de permisos de emisión transables

dirigidos a la intensidad de la contaminación —en este caso, los contenidos de plomo en la gasolina; no estaban destinados a afectar el uso de la gasolina modificando la demanda por esta (ver Capítulos 7 y 14).

La Figura 22-1 ilustra la eliminación gradual del plomo en Estados Unidos a nivel agregado. Las refinerías que utilizaban menos plomo que el estándar para ese trimestre obtenían un crédito que le podían vender a otra refinería que utilizara más plomo que el estándar. Entre 1984 y 1985, las refinerías pequeñas (< 5000 barriles/día) utilizaban por lo menos 1,5 gramos/galón. La posibilidad de comprar los derechos de refinerías más grandes parecía reducir de manera significativa los costos de las refinerías pequeñas. A partir de 1985, la US EPA otorgó a las refinerías el derecho de “ahorrar” sus créditos para un uso posterior, sistema que fue ampliamente utilizado. Como resultado, las reducciones mayores a lo requerido en 1985 hicieron posible que se excedieran un poco los límites durante 1986 y 1987, cuando se canceló el programa. Así, tuvo lugar una cantidad significativa de “ahorro” (10,6 billones de gramos, Hahn y Hester 1989) e intercambio, y el ahorro estimado fue de varios cientos de millones de dólares.

Aunque el esquema de eliminación de plomo de Estados Unidos cumplió su objetivo, no era un instrumento de política especialmente óptimo o eficiente. Sin embargo, sí logró evitar un punto muerto en las cortes y eliminó la gasolina con plomo de manera oportuna. Una consecuencia inesperada del sistema fueron las compañías oportunistas, establecidas con el fin de mezclar combustibles y revenderlos para cobrar “derechos al plomo”, y que constituían una molestia para la US EPA y las refinerías que se sentían robadas de estos derechos. Los detalles de estos tipos de programa deben esclarecerse con cuidado; asignar los derechos en proporción a la producción —en esencia lo que hizo este programa— conlleva un elemento implícito de subsidio y el riesgo de atraer oportunistas (ver Capítulo 14). Estos problemas se podrían evitar si las reglas se aplicaran solamente a las refinerías existentes y se permitiera a la EPA vetar los solicitantes nuevos antes de incluirlos en el esquema de eliminación de plomo.

Otros países no han copiado este esquema, aunque la mayoría ha eliminado o está eliminando el plomo de la gasolina, en algunos casos una década o dos después de Estados Unidos. Escandinavia, Alemania y Austria lo hicieron rápidamente, y el Consejo de Ministros de la UE eliminó la gasolina con plomo después del 2000 (con algunas excepciones hasta el 2005), pero algunos países europeos están atrasados. Japón, al igual que Estados Unidos, introdujo los convertidores catalíticos y eliminó el plomo a finales de los 70, aparentemente sin más instrumentos de política que el “consejo” del Ministerio de Comercio Internacional e Industria de ese país (citado en Nivela y Crandall 1995). En la mayoría de los países, la principal fuerza motriz, además de la preocupación por la salud pública, fueron los convertidores catalíticos. Este hecho tiende a convertir la industria automotriz en un aliado. Una vez que la compañía empieza a producir vehículos con convertidores catalíticos (lo cual, en algunos casos, puede haber sido un proceso con más oposición), esta se transforma en un propulsor de la política y busca limitar el uso de plomo, aumentar su precio y hacer lo necesario para ayudar a promover los nuevos vehículos “limpios” que quiere vender. El ritmo de la renovación tecnológica varía entre compañías, y esta diferencia configura las distintas políticas nacionales para la eliminación de la gasolina con plomo.



**Figura 22-2. Introducción de gasolina sin plomo como una función de los subsidios y la introducción de convertidores catalíticos en Dinamarca**

*Notas:* precio sin plomo = porcentaje del precio correspondiente a la gasolina con plomo (sin plomo fue un 7% más barata de 1986 a 1992); cuota sin plomo = cuota de mercado de la gasolina sin plomo como porcentaje de las ventas totales de gasolina; cuota de vehículos con convertidor catalítico = porcentaje de la flota total de vehículos equipado con convertidores catalíticos.

Durante los 80, los delegados alemanes en la Unión Europea estaban muy interesados en combatir las emisiones de  $\text{NO}_x$ , con lo que promovieron —quizás sin querer— la industria automotriz alemana, que fue una de las primeras en introducir los convertidores catalíticos en Europa. Algunos afirman que los franceses (cuya industria estaba menos avanzada en términos de convertidores catalíticos) no estaban tan entusiasmados por combatir las emisiones de  $\text{NO}_x$  pero sí se querían concentrar en reducir las emisiones de  $\text{SO}_x$  (óxido de azufre) de las centrales eléctricas, con lo cual ayudaron a la poderosa industria nuclear francesa. Era obvio que reducir las emisiones de azufre encarecería la energía fósil y así ofrecería a la energía nuclear una ventaja competitiva.

La mayoría de los países europeos eligen una mezcla de instrumentos de política, incluyendo las especificaciones sobre el combustible y los convertidores catalíticos obligatorios para los vehículos nuevos o, como en el caso de Suecia, subsidios para instalar convertidores catalíticos en los vehículos más viejos<sup>6</sup>. Estos cambios crearon una demanda por gasolina sin plomo, de modo que las gasolineras tuvieron que empezar a distribuirla. Cuando los convertidores catalíticos se hicieron universales, los conductores de automóviles nuevos no tuvieron más opción que elegir la gasolina sin plomo (el riesgo de verter la gasolina equivocada en el tanque se minimizó haciendo la boquilla de la manguera y el acceso al tanque más pequeños para la gasolina sin plomo). Para agilizar la transición, muchos países han utilizado subsidios o impuestos diferenciados para la gasolina con plomo o sin él.

Por ejemplo, Suecia incrementó drásticamente el diferencial del impuesto sobre la gasolina con plomo hasta cerca de US\$ 0,08/litro. Con una cuña impositiva mucho mayor que el diferencial en los costos de producción, tanto los expendedores como los consumidores estuvieron ansiosos por hacer el cambio. Muchos países han adoptado tácticas similares; observemos por ejemplo la Figura 22-2 para el caso de Dinamarca, donde la gasolina sin plomo era un 7% más barata, lo cual le aportó un 50% del mercado incluso antes de los vehículos dotados de convertidores, y un 100% cuando estos vehículos representaban un 25% del mercado. En este caso, los subsidios parecen haber tenido un efecto considerable, pero este efecto varía entre países, dependiendo de varios factores<sup>7</sup>. La conclusión general es que la eliminación gradual del plomo fue rápida porque los políticos utilizaron instrumentos de política poderosos. Los instrumentos utilizados en Europa corresponden a un precio sombra de US\$ 200-500/kilogramo de plomo (Kågeson 1993).

### ***Eliminación gradual del plomo en los países en desarrollo<sup>8</sup>***

Una posición prejuiciada nos haría suponer que la eliminación sería más lenta en países más pobres, pero muchos países en desarrollo ya han eliminado el plomo por completo: Bolivia, Colombia, El Salvador y Guatemala. Como un todo, América Latina ha reducido el uso de plomo en un 85% en 10 años, más o menos al mismo ritmo que Europa (UNDP/World Bank ESMAP 1996). Las excepciones son los países ricos en petróleo (Perú, Venezuela y Trinidad, que constituye un caso especial), que deberían tener los medios financieros y la capacidad de implementar una eliminación gradual del plomo. Resulta irónico que la presencia de una compañía petrolera nacional fuerte que intenta resistir la tecnología importada podría ser la razón del atraso.

Varios países de Europa del Este han hecho un buen progreso: Eslovaquia decretó obligatorios los catalizadores en 1993 y eliminó el plomo en cinco años. Polonia redujo el límite máximo de 0,32 gramos/litro a 0,15 gramos por litro en 1993, decretó obligatorios los catalizadores en 1995 y decidió eliminar gradualmente el plomo en el 2000. Bulgaria, Croacia, Eslovaquia, Eslovenia, Hungría, Latvia, Polonia, Turquía y Ucrania (aproximadamente la mitad de los 18 países de Europa del Este mencionados en DEPA 1998) están usando incentivos económicos como los impuestos al plomo para facilitar la transición. La mayoría del *stock* vehicular parece estar diseñado para combustibles de bajo octanaje, lo cual facilita el cambio. Las importaciones recientes de vehículos "occidentales" (usados) que requieren un octanaje más alto hacen que sea importante eliminar el plomo antes de que aumente la demanda.

La literatura acerca de la eliminación gradual del plomo en países en desarrollo nos enseña varias lecciones interesantes:

- Las refinerías son ejemplos complejos de producción conjunta que tornan un tanto espinoso el diseño de instrumentos de política. Sin embargo, si hay un monopolio local, podría ser preferible la regulación.
- En países pequeños con una sola refinería, la eliminación puede ser relativamente sencilla si se puede importar gasolina sin plomo o aditivos. La experiencia de El Salvador (menos de un año) y otros países centroamericanos muestra las ventajas de una elimi-

nación rápida que evita el costo de los sistemas de distribución dual. La introducción de una gasolina adicional de bajo octanaje puede capturar una cuota del mercado, lo que permite a las petroleras reservar sus amplificadores de octanaje para conductores que realmente los necesitan, reduciendo la inversión por parte de la refinería.

- La asignación de precios también puede ser un instrumento de política importante<sup>9</sup>. Si la gasolina sin plomo es más cara que la otra, la eliminación procede lentamente. Los vehículos con convertidores catalíticos podrían dañarse por el uso, intencional o no, del combustible equivocado. A menudo los formuladores de políticas retroceden ante el costo político de aumentar el precio de la gasolina con plomo. Sin embargo, en Jamaica el costo de producción se redujo al decrecer el octanaje, de modo que los ingresos aumentaron sin incrementar el precio al consumidor.
- En México se utilizó un tipo de etiquetado: los taxis y autobuses que funcionaban con gasolina sin plomo se pintaron de verde en lugar de amarillo para que los consumidores pudieran escoger<sup>10</sup>.
- En Azerbaiyán, Kazajstán y Uzbekistán, la gasolina se produce y expende en microoperaciones, y el control gubernamental es tan débil que el contenido de plomo no puede ser monitoreado (World Bank 1998a). De hecho, el contenido de plomo puede ser mayor al límite legal. Un impuesto sobre el contenido de plomo de los combustibles no sería factible, pero sí un impuesto (o prohibición) sobre aditivos de plomo importados.
- Brasil es un caso especial, con su gran programa de alcohol. El plomo ha sido completamente eliminado a pesar de que la mitad de la flota vehicular carece de convertidores catalíticos. El etanol representa un 40% del combustible vehicular, y en el resto de los casos el etanol (que tiene un alto octanaje) se usa como agente mezclador.
- Las compañías petroleras y de vehículos suelen apoyar la eliminación del plomo (al menos en sus etapas posteriores, cuando ya se han visto obligadas a adaptarse a una prohibición del plomo en sus mercados de origen y encuentran que pueden percibir los beneficios de estandarizar sus productos exigiendo que otros países hagan lo mismo); el Banco Mundial ha organizado conferencias y publicado reportes financiados por estas compañías<sup>11</sup>. El Banco Mundial ha brindado asistencia técnica, pero los préstamos a las refinerías han sido un componente menor. Su función principal parece ser la de un catalizador que utiliza su credibilidad para promover que otras instituciones financien las inversiones principales.

## Políticas para la calidad del combustible en Suecia y otros países

Uno de los factores impulsores de la necesidad de la eliminación del plomo fue la armonización de la calidad del combustible entre países vecinos. Aunque los efectos del plomo sobre la salud son especialmente peligrosos, muchos otros aditivos, impurezas y componentes (p. ej., poliaromáticos, azufre, oxigenados y fósforo) también deben ser controlados. Los países tienen distintos requerimientos de combustible que impiden el comercio de productos refinados, incrementando los costos y mermando las oportuni-



dades de colaboración y aprendizaje. Cuesta imaginar que los requisitos sobre los combustibles sirvan como instrumentos económicos, pero existen algunos ejemplos: Suecia ha utilizado distintas clases ambientales para los combustibles de gasolina y diésel, ofreciendo a las compañías petroleras la oportunidad de ser proactivas. La cooperativa OK utilizó el ecoetiquetado y el mercadeo para obtener cuotas mayores del mercado siendo la primera en introducir combustibles mejorados desde el punto de vista ambiental, como la gasolina sin plomo. A principio de los 90, Suecia también utilizó impuestos fuertemente diferenciados sobre los combustibles según su clasificación ambiental. Esto fomentó la rápida introducción del combustible diésel, recompensando a las compañías petroleras por sus costos de producción aumentados (Figura 22-3). Las compañías petroleras incluso empezaron a vender petróleo "ambiental" para calefacción, capturando un 36% de ese mercado en 1993. Este resultado no era el esperado por los formuladores de políticas, porque las ventajas ambientales fuera del sector transporte son limitadas. Más adelante se eliminó el subsidio para esta categoría.

La disponibilidad de un diésel más limpio tuvo varios efectos secundarios positivos. En primer lugar, permitió que Suecia y Finlandia proveyeran un mercado para la introducción de filtros de partículas para vehículos diésel. Parece haber sido un buen ejemplo de forzar una tecnología, porque al principio había alguna duda sobre el desempeño de dichos filtros, y la demostración de su buen funcionamiento fue importante para su comercio internacional. También le permitió a las autoridades ambientales hacer más estrictos los estándares de emisiones para los vehículos diésel. Otro beneficio secundario fue que la combinación de un diésel más limpio con filtros de partículas posibilitó la instalación de mejores sistemas de recirculación de gases de escape en algunos autobuses y camiones, reduciendo de manera considerable las emisiones de  $\text{NO}_x$ . Aún así, surgieron varios problemas, incluyendo la incapacidad de la legislación fiscal existente de distinguir entre diésel de origen fósil y diésel de materiales biológicos, que también debe cancelar un impuesto al carbono. Otra anomalía es que algunos combustibles limpios no califican para los impuestos más bajos de la Clase 1 porque no cumplen con especificaciones técnicas como el índice de cetano o la densidad, que no son centrales desde el punto de vista ambiental.

Un programa similar para la calidad de la gasolina define las Clases Ambientales 1, 2a, 2b y 3. Este programa tuvo efectos parecidos a los de los programas para la gasolina sin plomo y el diésel ambiental. Las rebajas a los impuestos para contrarrestar los costos de producción aumentados se utilizaron para eliminar el combustible más contaminante. En este caso, un diferencial de impuestos mucho menor (<US\$ 0,01/litro) fue suficiente para que las dos calidades mejoradas se apoderaran del mercado. Se especifican varias decenas de parámetros técnicos, incluyendo el contenido máximo de oleofinas, algunos alcanos y aromáticos, así como los oxigenados totales e individuales, tales como los alcoholes y éteres. Los estándares para el fósforo, azufre y plomo son ambiciosos en comparación con los estándares internacionales y se han ido haciendo más estrictos con el tiempo<sup>12</sup>.

Los detalles anteriores han causado algunos conflictos en los cuales pequeños productores de combustibles nuevos (a veces a base de biomasa) encuentran que los estándares se han diseñado para las compañías grandes de combustibles de origen fósil. Resulta de

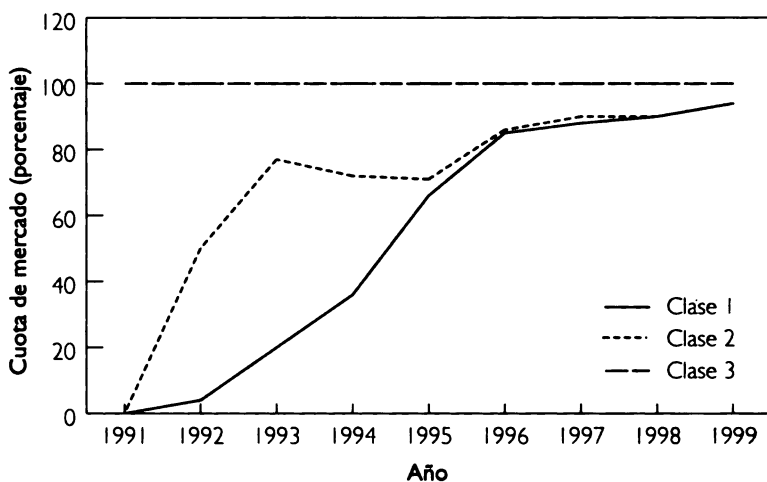


Figura 22-3. Cuotas de mercado para el diésel de las Clases Ambientales 1 y 2 en Suecia

extrema importancia que las clases ambientales (y todos los instrumentos de política) se diseñen a partir de principios neutrales y generales relacionados con el daño ambiental en sí. Diseñarlas a partir de las soluciones o tecnologías disponibles en un momento dado es tentador pero riesgoso y perjudicial para el progreso técnico en el largo plazo. La tentación radica en que hacerlo sería relativamente sencillo; de otro modo, los reguladores se podrían acusar de crear reglas imposibles de seguir o impuestos para categorías que podrían no existir nunca. Si pueden brindar una tecnología concreta a manera de ejemplo, los reguladores se sienten protegidos pero corren el riesgo de crear regulaciones demasiado influenciadas por un tipo particular de tecnología.

En la regulación sobre el diésel se encuentran algunas inconsistencias. Los combustibles de origen biológico todavía deben pagar impuestos al carbono, y no se puede afirmar que los impuestos sobre las distintas clases ambientales estén basados en estimados del daño. De hecho, la ley fiscal relevante está redactada de manera tal que cualquier combustible o ingrediente utilizado en un vehículo a gasolina es gravado igual que la gasolina. Esta disposición aplica inclusive al agua y, por ejemplo, al hidrógeno producido con energía eólica. Algunos combustibles generan menos emisiones pero aun así no califican para la mejor clase ambiental. Desde que Suecia se incorporó a la Unión Europea, su capacidad de establecer clases ambientales por sí misma se ha visto limitada; la Clase Ambiental 3 (la más baja) se ha armonizado con los requerimientos de la UE.

Con la globalización creciente, todos los países están expuestos a una mayor presión de armonización de estándares, sin importar si pertenecen a un bloque comercial geográfico o no. Esta tendencia presenta aspectos positivos y negativos. Por un lado, puede limitar a los países que desean un ritmo más acelerado de mejoras ambientales, pero por el otro ofrece un motor poderoso para la modernización y la mejora en países menos avanzados en términos ambientales. En muchos países, el Banco Mundial y las Naciones Unidas (p. ej., a través de su Programa de Asistencia para la Gestión del Sector de Ener-

gía, ESMAP) promocionan la armonización de especificaciones sobre el combustible (UNDP/World Bank ESMAP 1998). Otro factor importante es el advenimiento de tecnologías poderosas y relativamente baratas para la detección de combustible adulterado. Así, en el 2000, incluso en Kenia, el diésel ya estaba siendo muestreado en inspecciones de pureza capaces de detectar incluso cantidades pequeñas de queroseno (un combustible popular utilizado en la adulteración porque es mucho más barato que el diésel).

## Estándares vehiculares, eficiencia y distribución

### *El progreso en el control de la contaminación de vehículos (nuevos)*

Además del combustible, las principales opciones de políticas son el control de tráfico y vehículos y, en este último caso, la atención se suele centrar en los vehículos nuevos. Los estándares para vehículos nuevos se remontan a finales de los 60, y en Estados Unidos los estándares federales de emisiones para vehículos nuevos, que requieren de convertidores catalíticos (entre otras cosas), entraron en vigor a mediados de los 70. Sin embargo, el progreso en la tecnología de motores va más allá de los convertidores catalíticos; se trata de un tema de diseño más amplio, que interactúa de cerca con patrones de manejo, características viales, desarrollo de combustibles y otros parámetros. Para comprender la tecnología de los motores, hay que distinguir entre sus distintos tipos: Otto, diésel, de dos tiempos, eléctricos e híbridos<sup>13</sup>. Existen procesos similares (pero distintos) de progreso tecnológico para los motores de gasolina y diésel (diseño de motor, control de la inyección de combustible, turboalimentación y recirculación de los gases del escape, comburentes y catalizadores, modificación del combustible y otros). Sin embargo, como lo importante no son estos detalles *per se* sino sus consecuencias para la formulación de políticas, discutiremos solamente la tecnología relacionada con la gasolina.

El motor Otto tiene una ignición de chispa y se conoce como el “motor de gasolina” por ser esta su combustible más frecuente. Este sobrenombre es un tanto confuso porque los motores Otto (entre otros) pueden funcionar con otros combustibles, como alcoholes o éteres, y el avance en la calidad en los combustibles está estrechamente relacionado con el desarrollo de los motores. Un motor cuyo desempeño se ve optimizado por determinado combustible puede presentar emisiones indeseadas con otro. Esta variabilidad ilustra la desventaja inherente en ocuparse de combustibles y vehículos por separado (en comparación con instrumentos ambientales de “primer óptimo”). Cambiando de combustible (o agregando equipo extra) algunos vehículos podrían reducir sus emisiones tanto como la diferencia entre las clasificaciones Euro I y Euro II, o Euro II y Euro III, por ejemplo. Sin embargo, la obtención de crédito (o certificación) para este tipo de reducción de las emisiones sería en general muy difícil. Antes de los controles, las cajas del cigüeñal se abrían directamente al aire. En Estados Unidos, estas emisiones se eliminaron al requerir conductos de ventilación a partir de principios de los 60. Otra fuente de emisiones de estos vehículos era la evaporación desde el carburador y el tanque de gasolina, y hoy en día estas emisiones se devuelven al motor o se guardan en filtros de carbono.

La eficiencia de la tecnología varía dependiendo de la volatilidad del combustible. Las emisiones del escape consisten de hidrocarburos (HC), CO, NO<sub>x</sub> y muchos otros compuestos que dependen de varios parámetros técnicos como la calidad del combustible, la mezcla de combustible y aire, el momento de la ignición y la configuración de la cámara de combustión. Dichos parámetros se han modificado de varias maneras, incluyendo la utilización de controles electrónicos y diagnósticos a bordo. Para cumplir con las regulaciones y reducir aún más algunos componentes de las emisiones, los convertidores catalíticos de tres vías (que reducen los tres contaminantes, HC, CO y NO<sub>x</sub>) fueron introducidos a los Estados Unidos por Volvo en 1977. Requieren del control preciso de la mezcla de combustible y aire y, por lo tanto, han conducido de manera indirecta al desarrollo de un mejor manejo del combustible.

Las tecnologías mencionadas en esta sección se han desarrollado e introducido principalmente mediante un proceso de intensificación de los estándares de las tasas de emisión, que se solían formular como un máximo de emisiones por milla o su equivalente. Los Estados Unidos han sido una fuerza motora con la US Clean Air Act (Ley de Aire Limpio) y sus enmiendas, pero también ha habido iniciativas importantes desde Japón y algunos países europeos. En 1990, California tomó la iniciativa cuando la California Air Resources Board (CARB, por sus siglas en inglés) adoptó un esquema visionario de requisitos de emisiones cada vez más estrictos, y los fabricantes de vehículos se vieron obligados a vender cuotas mínimas de vehículos que cumplieran con criterios ambientales cada vez más estrictos (Cuadro 22-1). Por ejemplo, el 25% de los vehículos fabricados después de 1997 tenían que ser vehículos de baja emisión (LEV, por sus siglas en inglés).

Varios detalles del programa CARB han sido modificados, pero no cabe duda de que ha sido un mecanismo importante para fomentar nuevos desarrollos tecnológicos. La legislación actual sigue apuntando hacia un 10% de vehículos de emisión cero (ZEV, por sus siglas en inglés) para el período 2003–2008; luego, la meta aumentará a 16% en el 2018. En el corto plazo, parte de esta obligación se puede cumplir con créditos acumulados a partir de ZEV parciales o vehículos de emisiones súper ultrabajas (SULEV, por sus siglas en inglés). La introducción temprana de ZEV (antes de 2003) es un “mecanismo de flexibilidad” que otorga créditos adicionales. Aunque los estándares como los LEV son regulaciones, no son tan inflexibles como un estándar de diseño (como los convertidores catalíticos obligatorios) porque permiten a los fabricantes elegir cómo cumplir con el estándar (ver Capítulo 6). A pesar de mejoras impresionantes en el combustible, diseño de motores y reducción de las emisiones, el futuro más prometedor en esta área radica en otras tecnologías, como los vehículos eléctricos y los híbridos<sup>14</sup>.

Muchas economías en desarrollo y recientemente industrializadas, como Brasil, Hong Kong, Malasia, México, República de Corea, Singapur, Tailandia y Taiwán\*, han adoptado regulaciones para los vehículos nuevos (y los combustibles) que no están muy por detrás de Estados Unidos y Europa. La industria automotriz ejerce una presión considerable porque prefiere requisitos estandarizados para todos los mercados y porque la estandarización le otorga a las grandes compañías una ventaja competitiva sobre los pequeños productores locales. Esta presión puede dar origen a tensiones relacionadas

\*En este libro, nos referiremos a la economía de Taiwán, China, como “Taiwán”.

**Cuadro 22-1. Visión general de las regulaciones CARB, 1990**

<i>Categoría de emisión vehicular</i>	<i>Requisitos (gramo/milla)</i>	<i>Porcentaje mínimo de vehículos</i>
TLEV	HCs < 0,125	10% 1994-1996
LEV	HCs < 0,075; NO <sub>x</sub> < 0,02	25% 1997; aumenta por año
ULEV	HCs < 0,04	2% 2000, 15% 2003
ZEV	0 (localmente)	2% 1998, 10% 2003

Notas: TLEV = vehículo de baja emisión de transición; LEV = vehículo de baja emisión; ULEV = vehículo de emisiones ultrabajas; ZEV = vehículo de emisión cero; HC = hidrocarburo; NO<sub>x</sub> = óxidos de nitrógeno.

con intereses nacionales. Aunque los desarrollos mencionados son promisorios, al menos desde el punto de vista ambiental, no tienen tanto efecto como en los países industrializados, por varias razones: en los países en desarrollo, los vehículos tienen una vida larga y no reciben un buen mantenimiento, muchos vehículos usados son importados, y buena parte de la flota vehicular se compone de motores de dos tiempos (p. ej., motocicletas, mopeds y tuk-tuks de tres ruedas).

Los motores de dos tiempos merecen especial atención. Aun si las soluciones tecnológicas como la inyección de combustible controlada por una computadora se pudieran implementar en los motores de dos tiempos, permanecerían algunos problemas relacionados con la lubricación, porque el lubricante es fuente de emisiones peligrosas. Además, los motores de dos tiempos no suelen tener una tecnología sofisticada; son baratos y operan en condiciones difíciles con poco mantenimiento. Muchos otros tipos de equipo con motores de dos tiempos también merecen atención, tales como las motosierras, la maquinaria agrícola y para construcción de carreteras y los botes a motor. Algunos países ya han prohibido ciertos tipos de vehículos muy contaminantes (Recuadro 22-1). Otra solución consiste en exigir el uso de combustible ultralimpio (p. ej., combustible alquilato, que consiste esencialmente de alcanos rectos) para motores de dos tiempos, que tienen propiedades de combustión inherentemente más pobres<sup>15</sup>. Nuevamente, subrayamos la interacción compleja entre la regulación de los combustibles y de los motores. A veces, los combustibles más limpios (con alcanos y/o alcohol) pueden servir como sustitutos para una combustión más limpia; a veces, son complementarios (como con la eliminación de plomo, necesaria para la operación de los convertidores catalíticos).

### ***Mantenimiento e inspección de vehículos usados***

A pesar de los avances tecnológicos y regulatorios, los nuevos estándares vehiculares no son suficientes para alcanzar las metas ambientales (si los vehículos se deterioran rápidamente o sus dueños conservan los vehículos viejos en lugar de desguazarlos). De hecho, los estándares draconianos para los vehículos nuevos aunados a una regulación laxa de los vehículos viejos constituyen un buen ejemplo del sesgo de fuente nueva (ver Capítulos 12 y 16) y podrían tener un efecto negativo sobre el ambiente si conducen a un atraso significativo en la tasa de renovación de la flota vehicular. En Japón, los requisitos de inspección y mantenimiento se vuelven extremadamente estrictos cuando los autos tienen más de tres años de antigüedad, de modo que la

### Recuadro 22-1. Vehículos contaminantes prohibidos en Katmandú

El Gobierno de Nepal ha prohibido los vehículos contaminantes en Katmandú (Gajurel 1999). Como el Vikram Tempo (los vehículos de tres ruedas a diésel que circulan localmente) es el vehículo más contaminante, es el primer blanco de la prohibición. El programa goza de apoyo en los círculos ambientales, pero muchos ciudadanos se resisten a la prohibición, que elimina el medio de transporte más barato en favor de vehículos eléctricos de fabricación danesa (Safa Tempo), cuya adquisición y operación son más caras, por lo que muchos ciudadanos comunes demandan medios alternativos de transporte.

flota se renueva rápidamente. Los carros usados son exportados en masa hacia los países vecinos. Este enfoque beneficia al menos algunos intereses en ese país: la industria automotriz obtiene grandes ventas, y el medio ambiente local es objeto de cada vez menos emisiones.

La US EPA ha animado a los estados a establecer programas de inspección y mantenimiento para mantener un estándar mínimo en los vehículos en circulación. Como gran parte de la contaminación proviene de unos pocos vehículos, concentrarse en los más contaminantes debería ser una forma eficiente de mejorar la calidad del aire. Aunque las ventajas potenciales de los programas de inspección y mantenimiento son considerables, hasta ahora sus resultados prácticos no han sido imponentes (Harrington y McConnell 1999). En 1990, el Congreso norteamericano estableció en la Ley de Aire Limpio requisitos más estrictos para mejorar los programas de inspección y mantenimiento, que se empezaron a implementar en 1995. En Estados Unidos en particular, supervisar un programa de este tipo requiere de una estructura de principal-agente de varios estratos. La US EPA monitorea los programas estatales y les exige que incluyan determinadas características. El cumplimiento le da “créditos” al estado que ayudan a determinar si el estado (o partes de él) ha designado “áreas de no-consecución”. Los estados actúan como agentes frente a la agencia federal (EPA) y como principal frente a los agentes controladores locales, y así hasta los conductores individuales.

Los programas estadounidenses no logran reducir las emisiones a un costo razonable por varias razones (Harrington y McConnell 1999):

- La asignación de responsabilidades al conductor individual resulta en costos de transacción elevados.
- La mayoría de los recursos del programa se utilizan en la detección de emisiones en lugar de reparación. Las tasas de fracaso en las pruebas son bajas, lo cual sugiere que se podría hacer un muestreo más selectivo.
- Los conductores tienen muchas oportunidades para evadir las reparaciones requeridas. Pueden pasar varias veces por la inspección, hasta que “tienen suerte” y la aprueban. Esto se conoce como error Tipo I.
- Muchas jurisdicciones (fuera de las grandes ciudades) no requieren las pruebas de emisiones como parte de la inspección y mantenimiento; de ahí que los vehículos puedan venderse fácilmente (incluso ilegalmente) a alguien registrado en esa área. En Arizona, 22% de los vehículos que no pasan la prueba de emisiones nunca vuelven

## Recuadro 22-2. El Programa de Vehículos Contaminantes CUT-SMOG

El Distrito de Manejo de la Calidad del Aire de la Costa Sur de California (AQMD, por sus siglas en inglés), la agencia de control del smog para todo o partes de los condados de Los Ángeles, Orange, Riverside y San Bernardino, ha regulado las emisiones regionales desde 1987. El AQMD desarrolló el Programa de Vehículos Contaminantes para reducir los gases visibles del escape en área y establecer un centro de llamadas (*hotline*) para que las personas puedan reportar de manera anónima (por correo electrónico o por teléfono) los vehículos que emiten cantidades excesivas de gases del escape.

El AQMD no puede cobrar multas, pero sí manda una carta al propietario de cada vehículo reportado. La carta informa del reporte y recomienda reparar el vehículo. También advierte al propietario que la multa puede alcanzar de US\$ 100 a 250.

Para el 2000, cerca de 1 millón de personas habían reportado información al programa CUT-SMOG. EN promedio, más del 40% de los propietarios de los vehículos infractores han presentado formularios de cumplimiento al AQMD, informando que inspeccionaron y repararon sus vehículos.

Fuente: AQMD 1996.

para una reinspección (Ando et ál. 2000). No queda claro a dónde van, pero muy posiblemente llegan a áreas que no requieren la prueba, o circulan ilegalmente.

- Se dice que algunos mecánicos se especializan en reparar temporalmente los vehículos para que pasen la prueba pero el arreglo es temporal.
- El sistema incluye varias “dispensas”. Un conductor que sobrepasa cierta edad y recorre pocas millas puede estar totalmente exento, y uno que puede probar haber gastado una cierta cantidad de dinero (no mucho, quizás \$50, \$75 o hasta \$15) en reparaciones puede estar exento de llevar a cabo reparaciones adicionales, incluso si el vehículo reprobaba la reinspección.

Las dispensas para vehículos que solo recorren distancias cortas tiene sentido porque los daños son pequeños. La distribución del ingreso también es importante, porque los vehículos más viejos y sucios tienden a ser los más baratos y sus propietarios son pobres. Establecer requisitos más estrictos podría golpear a los grupos más vulnerables. Sin embargo, si estos vehículos tienen un kilometraje elevado (y se conducen mayormente en las ciudades), entonces el daño ambiental puede ser considerable. En dichos casos, no tiene sentido ayudar a los grupos de bajos ingresos absolviéndolos de estos importantes estándares ambientales.

Las limitaciones en la aplicación de las regulaciones se reflejan de manera negativa en la eficiencia del programa y, como resultado, los vehículos sucios rara vez se detectan y pocas veces se reparan (o retiran). En el peor de los casos, el programa de inspección y mantenimiento degenera en una molestia para los propietarios de vehículos nuevos y relativamente limpios, a quienes el programa ofrece pocos beneficios ambientales. La experiencia estadounidense muestra que la inspección vehicular debe separarse en general de su reparación. Las facilidades de inspección y reparación conjuntas ofrecen incentivos que distan de ser eficientes. Además, obligar a una inspección más detallada

con un costo mínimo de reparaciones obligatorias de \$450 resultó difícil y enfrentó una resistencia considerable por parte del público, por lo que la EPA retrocedió. Por otro lado, otros mecanismos en la sociedad pueden compensar por la falta de monitoreo formal. En California, utilizar las denuncias ciudadanas en la búsqueda de los vehículos más contaminantes parece haber tenido éxito (Recuadro 22-2).

La mayoría de los demás países tienen programas de inspección y mantenimiento. En el programa sueco, todos los vehículos con más de dos años de antigüedad son inspeccionados cada año en un programa integrado de inspección y mantenimiento ambiental y de seguridad vial<sup>16</sup>. Suecia no es un tipo de sociedad donde los vehículos sin registrar puedan circular por mucho tiempo; el monitoreo es bastante estricto y los autos con resultados deficientes en las pruebas de seguridad o emisiones no pueden circular. No hay dispensas basadas en el costo o de otro tipo (excepto en el caso de autos antiguos o piezas de museo). Así, el programa sueco será eficaz en detener los vehículos contaminantes, aunque a un costo elevado (gastos de inspección, espera, mantenimiento, reparaciones, años de uso perdidos, etc.), particularmente en el caso de autos que circulan por distancias pequeñas en la zona rural, donde el daño potencial al ambiente es mínimo. Las preocupaciones relacionadas con la distribución del ingreso son menos relevantes en el caso sueco porque el ingreso no está distribuido de manera tan desigual y el acceso al transporte público es sencillo; los propietarios más pobres de vehículos no dependen tanto de automóviles viejos y contaminantes para su uso personal y pueden utilizar el transporte público. El porcentaje del ingreso invertido en vehículos y combustible no varía de modo considerable con el ingreso en Suecia.

Aunque las experiencias de Estados Unidos y Suecia difieren entre sí, tienen algunos rasgos en común. Ambas tienen costos de transacción debidos a que las responsabilidades son asignadas a los conductores individuales, que tienen un incentivo para evitar el mantenimiento necesario. Otras posibles asignaciones de responsabilidad u otros instrumentos podrían ayudar a aliviar el aspecto de principal-agente de este problema de monitoreo (Harrington y McConnell 1999):

- Se podría devolver una mayor proporción de la responsabilidad a los fabricantes de vehículos. Esto ocurre en otras industrias, como las aerolíneas, que alquilan los motores de sus fabricantes, quienes a su vez se ven obligados a tomar en cuenta su mantenimiento. Esta tendencia se observa para los vehículos, también, donde se están demandando garantías más duraderas por emisiones, que cubran más años y millas. Esto ha conducido a emisiones mucho menores a las 50.000 millas para vehículos de 1991 que para los fabricados anteriormente. Sin embargo, una garantía extendida conlleva problemas de riesgo moral: como el fabricante no tiene control sobre la calidad del combustible o el mantenimiento diario, el dueño de un vehículo realmente viejo podría tener un incentivo para dañarlo si alguien más es responsable de las reparaciones. Más aún, las responsabilidades duraderas pueden ocasionar dificultades de orden práctico (p. ej., los fabricantes podrían desaparecer del mercado).
- La responsabilidad se podría centralizar, ya sea a través del alquiler (en lugar de la compra) de vehículos o mediante la separación de la propiedad del vehículo de la responsabilidad por sus emisiones, de modo que esta última se pueda ofrecer a compañías



especializadas que recibirían un pago del gobierno por encargarse de, por ejemplo, “todos los vehículos Ford de 1992”. El desempeño se monitorearía mediante sensores remotos, que no es preciso para automóviles individuales pero sí lo suficientemente exacto para grandes cantidades de automóviles muestreados al azar. Estas compañías especializadas tendrían que ingeniar una manera de convencer a los propietarios individuales de inspeccionar y reparar sus vehículos, y tendrían un incentivo claro para hacerlo de forma eficiente.

- Con la responsabilidad individual, el problema de monitoreo se podría reducir trasladando la carga de la prueba mediante un mecanismo del tipo depósito-reembolso, como por ejemplo una cuota anual elevada que se podría reducir (reembolsar) frente a la prueba de emisiones bajas (y posiblemente habrían otras razones para la exención, como el uso de vehículos solo en la granja o la zona rural). Este enfoque cambia los incentivos de monitoreo y reparación. Singapur utiliza una combinación de impuestos de registro y marchamo elevados con rebajas para ciertas categorías (como automóviles de fin de semana) o propietarios que reemplacen sus vehículos viejos por otros más nuevos (ver Capítulo 20).
- La última de estas alternativas podría ser la más relevante para las megalópolis de los países en desarrollo, donde la flota vehicular suele ser antigua. Dichos países están urgidos de eficiencia, pero no pueden costear inspecciones que no conducen a mejoras, de modo que hace falta dirigir las cosas mejor. Los efectos de la distribución del ingreso varían entre países, pero en los países más pobres los autos privados son bienes de lujo; por lo tanto, las preocupaciones deben ser limitadas. Aun así, entre los conductores, resulta casi inevitable que los más pobres tengan los vehículos con más emisiones. Esto no necesariamente implica que estos conductores se verán perjudicados por una política de largo plazo de requerir mantenimiento vehicular; los costos más altos de mantenimiento serán “capitalizados” en un precio de compra más barato. Este efecto significa que el dueño anterior del vehículo —incluyendo su primer propietario— comparten estos costos. Sin embargo, cuando se establecen nuevas reglas en períodos de transición, quienes han adquirido nuevos vehículos para luego enterarse de que

### Recuadro 22-3. Prohibición del plomo y los motores de dos tiempos en Bangladesh

“En Dhaka, Bangladesh, la contaminación es responsable de 15.000 muertes por año en una población de 9 millones, y durante la estación seca de noviembre-enero el aire solía contener una de las concentraciones de plomo más altas del mundo. Cerca de 160.000 vehículos motorizados recorren las calles, de los cuales un tercio carece de certificados de aptitud y emite constantemente un humo negro, según la Autoridad de Transporte Vial de Bangladesh. En 1999, Bangladesh prohibió los combustibles con plomo y los motores de dos tiempos. El IDA, una ventana de créditos blandos del Banco Mundial, estableció una línea de crédito de US\$ 177 millones para financiar un proyecto para combatir la contaminación aérea y mejorar las condiciones del tráfico”.

Fuente: Temple 1999.

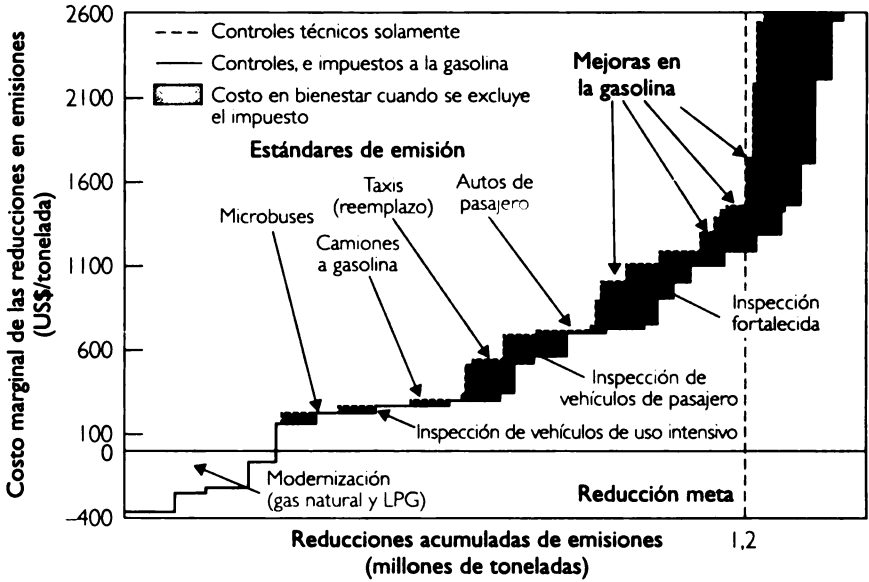


Figura 22-4. Estimado de los costos de mitigación en Ciudad de México, 1992

Fuente: Eskeland 1994.

deben repararlos para corregir problemas de emisiones —o, en el peor de los casos, de que no pueden circular del todo— definitivamente tienen mucho que perder.

### Contaminación urbana en las ciudades de los países en desarrollo

El Recuadro 22-3 es un ejemplo de la atención cada vez mayor a los aspectos ambientales urbanos, incluyendo la contaminación del aire en las megalópolis de los países en desarrollo. En los países pobres, siempre hay una mayor necesidad de priorizar. El número de problemas serios es grande y los recursos para enfrentarlos son pocos. Los programas de manejo integrado de la contaminación urbana en ciudades como Ciudad de México, Santiago de Chile, Dhaka (Bangladesh), Cairo (Egipto) y São Pablo tienen muchos puntos a favor. Sus experiencias, particularmente en América Latina, han demostrado que se deben seguir cuatro grandes líneas estratégicas (Faiz et ál. 1995):

- mejorar la tecnología vehicular a través del reemplazo de motores, la inspección y mantenimiento y el desguase de vehículos;
- utilizar combustibles más limpios (reformulados o alternativos) que pueden ser dirigidos (mediante políticas de precios) hacia áreas particulares de aplicación;
- controlar y manejar el tráfico; y
- mejorar la infraestructura de transporte urbano.

**Cuadro 22-2. Beneficios y costos de varias políticas en Manila, Filipinas**

<i>Medida de mitigación</i>	<i>Efectos evitados</i>	<i>Beneficios (millones de US\$)</i>	<i>Costos (millones de US\$)</i>	<i>Beneficio/ costo aproximado</i>
Enfrentar los mayores contaminantes	160 muertes, 4 millones de DSR	16-20	0,08	20-25
Estándares para vehículos limpios	895 muertes, 24 millones de DSR	94-116	10-20	7
Inspección y mantenimiento vehicular	310 muertes, 8 millones de DSR	30-40	5,5	6
Mayor calidad de diésel	94 muertes, 2,5 millones de DSR	10-12	10	1

*Fuente:* adaptado de Shah y Nagpal 1997 (Cuadro ES2).

*Nota:* DSR = días de síntomas respiratorios.

En la práctica, el número de pasos que se pueden llevar a cabo para mejorar el aire en una metrópolis como la Ciudad de México son numerosos (Eskeland 1994, Goddard 1997). Si organizamos estos pasos en un orden ascendente de costos marginales, se puede producir un estimado del costo marginal de la curva de mitigación para toda la ciudad (Figura 22-4). Al principio, las mejoras incluyen modernizar los camiones y microbuses adecuándolos al gas licuado de petróleo y recuperando los vapores de gasolina en las estaciones de servicio a un costo bajo e incluso negativo<sup>17</sup>. Siguen la inspección y mantenimiento para varios tipos de vehículos, comenzando por los de uso intensivo, como taxis o camiones de reparto, y avanzando gradualmente hacia los vehículos privados de pasajeros. Otras medidas incluyen mejoras en los combustibles (estándares más estrictos, remoción de impurezas, inclusión de ciertos aditivos y disminución de la presión de vapor), pavimentar los caminos, nuevos estándares vehiculares y otros. Algunas mejoras se pueden llevar a cabo en distintos grados, con costos marginales cada vez mayores (p. ej., la inspección y mantenimiento presenta una mayor eficacia en relación a los costos para los vehículos de uso profesional, pero no cuando se extiende a todos los vehículos). Las mejoras más difíciles pero no menos importantes son sistémicas, como el control del transporte y la zonificación.

Es posible lograr un ahorro considerable mediante una buena combinación de instrumentos de política, incluyendo un impuesto al combustible y una mezcla de medidas físicas de reducción; sin el impuesto a la gasolina, un programa de controles bien diseñado sería por lo menos un 25% más costoso (o US\$ 10 millones/año en Ciudad de México) (Eskeland y Devarajan 1996). Este es un buen ejemplo de un caso donde dos instrumentos de política se pueden combinar en una estrategia de “segundo óptimo” (dado que no está disponible un impuesto al rueda diferenciado). El impuesto al combustible ayuda a reducir la demanda total de gasolina, mientras que las mejoras técnicas reducen las emisiones por milla. Además, lo recaudado puede utilizarse para financiar la mitigación. Por lo general, los economistas recalcan la ineficiencia de este tipo de fondos previamente asignados. En algunos contextos institucionales (donde las autoridades ambientales no podrían competir por fondos de otro modo), este reciclaje de la recaudación podría ofrecer un argumento adicional en pro de las cargas por contaminación.

Se obtuvieron resultados un tanto similares en Manila, Filipinas, una ciudad de 10 millones de habitantes, donde el 80% de la población vive en áreas donde se exceden los estándares nacionales de partículas suspendidas totales (PST) (Shah y Nagpal 1997). Los niveles de PST superan con frecuencia en más de cinco veces los lineamientos de la OMS. Algunas medidas pueden ser hasta 20-25 veces más costo-eficientes que otras (Cuadro 22-2). Una medida clave es la planificación y el manejo del tráfico. Como los cálculos son inherentemente difíciles, me limito a presentar un ejemplo positivo y uno negativo.

### ***Fracaso del manejo del tráfico mediante el racionamiento***

Una política considerada ampliamente como un fracaso es la de “Hoy no circulo” o “Un día sin carro” implementada en México y muchas otras ciudades en otros países. Fue diseñada como un esquema de racionamiento mediante el cual cada automóvil tenía prohibido circular durante un día de la semana, y se anunciaron varias características atractivas de este plan:

- El cumplimiento es fácil de monitorear; el número de placa del vehículo indica el día en que su circulación está prohibida (la evidencia anecdótica sugiere que algunas personas pueden haber tenido dos juegos de placas, pero el monitoreo era simple, en parte porque el monitoreo de la policía puede ser monitoreado a su vez y complementado por cualquier transeúnte).
- El programa es “justo” porque está dirigido a ricos y pobres por igual.
- Se supone que las personas que viajan diariamente a su lugar de trabajo aprenderán acerca de las opciones de transporte público que tienen a su disposición y, quizás, aprecien sus ventajas.

De hecho, ninguna de estas características esperadas resultó como se había planeado y, en su lugar, se hicieron aparentes defectos inherentes al programa (Eskeland y Feyzioglu 1997a, 1997b):

- Los hogares o conductores aplazaban sus viajes para otros días (fines de semana) o viajaban con más personas. Aunque este resultado es parte del fin deseado, la distancia recorrida en carros no se veía reducida. Los hogares adquirieron automóviles adicionales, de los cuales muchos eran más antiguos y contaminantes. De 1983 a 1989 —antes de la regulación—, la Ciudad de México exportaba carros usados al resto del país a una tasa de 74.000 vehículos usados por año (que se reemplazaban por otros más nuevos, porque el ingreso es más alto en la capital). Inmediatamente después de la introducción del programa, la capital importó 85.000 vehículos usados desde el resto del país.
- La regulación no debe verse solamente como la prohibición del uso del vehículo por un día a la semana, sino como la emisión de permisos de conducir (no transferibles) por seis días a la semana. El mecanismo de asignar seis permisos por vehículo creó el incentivo perverso de adquirir vehículos adicionales (un ejemplo de los efectos perversos; ver el Capítulo 14). En total, la demanda por combustible, la congestión y la contaminación fueron incrementadas por esta política (Eskeland y Feyzioglu 1997a, 1997b).

- La política no tenía nada de “justa”. De hecho, los hogares más pudientes parecían tener la mayor facilidad para esquivar las regulaciones comprando autos extra. No hay evidencia cierta de que “familiarizar” a los conductores con el sistema de transporte público abarrotado y destartado de la Ciudad de México haya sido una experiencia positiva.

### ***Manejo del tráfico mediante la previsión y el planeamiento***

Un ejemplo de previsión en el planeamiento urbano se encuentra en Curitiba, la capital de Paraná, Brasil, donde las autoridades locales han insistido desde hace tiempo en un transporte sostenible y han favorecido los autobuses en lugar del transporte sobre vías, más caro y pesado (Rabinovitch 1992, Tlaiye y Biller 1994, Meadows 1995, Prefectura Municipal de Curitiba 2002). Aunque no es una megalópolis, Curitiba es grande y está creciendo rápidamente: la población era de 0,5 millones en 1965 y 1,5 millones en marzo de 2002. Lo que distingue a Curitiba es el compromiso de largo plazo en convertirla en un espacio “vivable”, con amplias zonas verdes, una gestión de desechos razonable y un manejo sensato del tráfico.

El plan original provino de un concurso público en 1965, y las autoridades establecieron el Instituto de Planificación e Investigación Urbana de Curitiba. Una planificación y zonificación urbana coherente limita los desarrollos en el centro de la ciudad, que ofrece grandes zonas peatonales y enfatiza la herencia cultural. Los primeros carriles exclusivos para autobuses fueron inauguradas en 1974. En lugar de la mezcla usual de calles sin estructura y transporte sobre vías que encontramos en la mayoría de las ciudades, Curitiba ha seguido una visión casi napoleónica de planificación vial. La jerarquía de las vías se basa en ejes centrales lineales con una estructura de tres vías: en el medio los carriles exclusivos para autobuses, flanqueados por dos carriles locales. A cada lado del eje central (a una cuadra) se ubican carriles de una sola vía para entrar y salir de la ciudad. Estas arterias principales están complementadas por un sistema de cuatro niveles de vías (denominadas “estructural”, “prioritario”, “recolector” y “conector”), de las cuales las más pequeñas son las calles residenciales.

Uno de los factores que inclinó la balanza a favor de los autobuses en lugar de los sistemas sobre vías es el simple costo de capital. Los carriles exclusivos de Curitiba cuestan menos de US\$ 0,2 millones/kilómetro, comparados con US\$ 20 a 100 millones/kilómetro para los sistemas sobre vías. Para escoger esta alternativa, los planificadores urbanos deben adquirir la tierra necesaria antes de que la ciudad se haga demasiado grande y congestionada, un aspecto necesario de la planificación en el largo plazo.

Actualmente, el sistema de transporte público de Curitiba transporta diariamente más de dos tercios de la población. Es operado por compañías privadas seleccionadas mediante licitación pública, que trabajan bajo concesiones muy reguladas por el gobierno municipal. Las tarifas de autobús ingresan a un fondo municipal y las compañías son recompensadas por kilómetro de servicio. Aunque Curitiba presenta una alta tasa de propiedad vehicular (superior a la mayoría de ciudades grandes de Brasil), no hay mucha congestión y se estima que el transporte público ahorra un 25% de consumo de combustible. Varias ciudades grandes están tratando de copiar el concepto de Curitiba, y algunas lo encuentran difícil precisamente porque sienten que la infraestructura

debió haber estado lista antes de que las ciudades crecieran hasta su tamaño actual. Sin embargo, esta no es razón para el atraso. La mayoría de los pronósticos describen un crecimiento urbano significativo en los países pobres, y ahora es el momento de planear para las megalópolis del futuro.

## Notas

1. Partes de esta sección están basadas en un trabajo conjunto con Åsa Löfgren y Henrik Hammar.

2. El *octanaje* es un parámetro complicado que representa más o menos la capacidad de evitar la ignición prematura. Se llama "octanaje" porque está calibrado de modo tal que un isómero particular de octano (*iso*-octano) recibe un valor de 100.

3. El MTBE también es peligroso para la salud, y las fugas de este compuesto han contaminado fuentes de agua. El uso de alcohol conduce a emisiones de quetonas y aldehídos, que también ocasionan problemas de salud.

4. Las pinturas con plomo están prohibidas en la mayoría de los países. Las baterías de plomo están sujetas a cargas o esquemas de depósito-reembolso en algunos países, incluyendo Suecia, donde el ejército, en su plan de acción ambiental, ha decidido eliminar el uso de plomo en las balas.

5. En realidad, se dejó la eliminación de parte del plomo para los años siguientes, pero sus cantidades no eran significativas.

6. En 1970, el contenido máximo de plomo en la gasolina sueca era de 0,70 gramos/litro. Se redujo a 0,40 gramos/litro en 1973 y luego a 0,15 gramos/litro en 1980. En 1987-1989, nuevos requerimientos tornaron los convertidores catalíticos prácticamente obligatorios. También se introdujeron varios incentivos para subsidiarlos. Para 1994, la proporción de gasolina con plomo había disminuido significativamente y fue prohibida; las compañías petroleras tuvieron que cambiar a otros lubricantes de metales, como el sodio.

7. Un análisis econométrico de la eliminación gradual del plomo en la Unión Europea muestra la importancia de los diferenciales impositivos, los niveles de ingreso y los catalizadores (Löfgren y Hammar 2000). Con un modelo de cuotas del mercado como función de la diferencia promedio de precios (y cuota de vehículos con asientos de válvula suaves), las elasticidades son significativas y elevadas (Lovei 1998). En un análisis de diferencias de precios entre estados en Estados Unidos, Borenstein (1993) encontró que un impuesto adicional de 5 centavos sobre la gasolina con plomo pudo haber reducido el lapso requerido para su eliminación en unos dos años.

8. Esta sección parte de una serie de reportes del Banco Mundial y otros artículos (UNDP/World Bank ESMAP 1996, 1998, Onursal y Gautam 1997, Shah et ál. 1997, Sha y Nagpal 1997, Lovei 1998, Sayeg 1998, World Bank 1998a).

9. Sin embargo, algunos países (como Panamá y México, al menos durante algunos años) permitían a las compañías petroleras cobrar más por la gasolina sin plomo porque era más cara.

10. La evidencia anecdótica parece hipotética y hasta ilógica. Como noté que la gasolina sin plomo era más cara, le pregunté a un par de choferes de taxi si tener un vehículo con convertidor catalítico no representaba una desventaja; me respondieron que, por el contrario, obtenían más clientes de esta manera.

11. La conferencia de la Iniciativa de Aire Limpio para Ciudades de América Latina (diciembre 2-4, 1998) es un ejemplo (UNDP/World Bank ESMAP 1996, 1998, Onursal y Gautam 1997, Shah y Nagpal 1997, Lovei 1998, Sayeg 1998, World Bank 1998a).

12. Esta situación implica que existen dos vías paralelas para mejorar. Las cuotas de mercado de las Clases 1 y 2 no solo han estado aumentando, sino que los requisitos para cada una se han ido haciendo cada vez más estrictos. Actualmente, el contenido de plomo debe ser <5 miligramos/litro de combustible; el de azufre <50 y <100 ppm para las Clases 1 y 2, respectivamente; y el benceno <1%. Algunos estándares técnicos (como la presión de vapor) también varían estacional y geográficamente.

13. Gran parte de la información de esta sección proviene de Walsh 1994 y 2000.

14. En un discurso en el Congreso Mundial *Auomotive News*, William Clay Ford Jr (bisnieto de Henry Ford y presidente de Ford Motor Co) afirmó que “los híbridos y las células de combustible terminarán con el reinado de 100 años del motor de combustión interna como fuente principal de transporte personal” (citado por Walsh 2000).

15. Dichos combustibles ultralimpios se utilizan en Suecia para las motosierras (importante porque la nariz del usuario está cerca del escape) y ecólogos marinos suecos los han sugerido para los motores fuera de borda en áreas costeras sensibles (Östermark 1996).

16. Algunos países solo inspeccionan vectores ambientales, pero inspeccionar las características de seguridad parece lógico, también, porque una falla en los frenos también puede ocasionar daños externos.

17. Los economistas desconfían de los “almuerzos gratis”, pero aparentemente no se está tomando en cuenta un costo de atención que puede explicar la paradoja aparente de una mitigación de costos negativos. De hecho, los economistas desconfían de este tipo de curva de costos estimada únicamente sobre la base de datos de ingeniería pero, en algunos casos, pueden ser los mejores modelos disponibles.

# *Lecciones aprendidas: transporte*

LOS CAPÍTULOOS DE LA PARTE IV procuran cubrir un espectro amplio de temas, desde las facetas abstractas hasta los aspectos más prácticos del diseño de políticas. La Parte IV comenzó por la función de daño, la cual es compleja y varía dramáticamente dependiendo del vehículo, combustible, ubicación, hora del día y clima. Las interacciones cercanas entre esas variables sugieren que para ahorrar costos sería muy recomendable un enfoque integrado. Sin embargo, la misma complejidad hace que parezca casi imposible el diseño de un sistema de “primer óptimo” (como A en el Cuadro 23-1). Aunque los avances en los sistemas de información pueden mejorar la situación, por ahora dichos sistemas se utilizan principalmente para la gestión del tráfico (K), como en Singapur.

Típicamente, la mayoría de las políticas intentan alcanzar submetas en cuanto a calidad y eficiencia del combustible, estándares vehiculares y manejo del tráfico, así como encontrar los instrumentos adecuados para cada una. Los impuestos (B) son comúnmente utilizados; aunque no siempre se reconocen —o incluso diseñan— como instrumentos de política ambiental, tienen un impacto en el uso de combustible y por lo tanto pueden ser eficaces en el combate del calentamiento global. Este efecto no suele ser la primera prioridad en los países pobres, pero las reducciones en el uso total de combustible arrojan beneficios complementarios, como la disminución en emisiones locales y otras externalidades. Un impuesto al combustible no suele ser la mejor manera de alcanzar todas las metas ambientales relacionadas con el sector transporte, pero puede ser parte importante de un paquete de instrumentos de política. Sin embargo, un impuesto al combustible puede ser regresivo en países como Estados Unidos, donde se combinan una dependencia total del automóvil con una distribución del ingreso bastante desigual. En países con una distribución más equitativa del ingreso, el tema puede ser menos significativo; en muchos países en desarrollo los impuestos al combustible pueden ser progresivos porque las personas pobres tienen menos acceso al transporte motorizado individual. La distribución social de los costos de dicho impuesto son importantes para su aceptación. Un aspecto político de los impuestos al combustible (entre otros) es el



**Cuadro 23-1. Matriz de políticas para algunos aspectos ambientales del transporte**

<i>Política</i>	<i>Combustible</i>	<i>Vehículo</i>	<i>Tráfico</i>	<i>Integrada</i>
Regulación	D	H	J	C
Prohibiciones	G	N	O	
Precio (impuesto)	B	P	K	A
Información	F	Q	L	
Depósito-reembolso u otros instrumentos bipartitos		I		
Permisos de emisión transables	E			
Provisión pública			M	

*Notas:* A = impuesto al ruedo ambientalmente diferenciado (sistema de “primer óptimo”); B = impuestos al combustible (posiblemente diferenciado); C = planificación urbana; D = regulaciones de la calidad del combustible; E = permisos transables (p. ej., para carbono fósil); F = ecoetiquetado de combustibles; G = prohibición de ciertos combustibles o sus componentes; H = regulaciones de las emisiones vehiculares, para vehículos nuevos o para la inspección y mantenimiento; I = sistemas bipartitos que podrían, por ejemplo, motivar a los vehículos más limpios a “revelarse” y optar por cierta opción de un menú de políticas; J = zonificación; K = tarifas del transporte público; L = ecoetiquetado de servicios de transporte; M = estructuras físicas, como las vías férreas; N = retiro, remoción o reparación de los vehículos más contaminantes; O = restricción del tráfico en ciertas zonas o a ciertas horas del día o de la noche; P = impuestos (o subsidios) a vehículos; y Q = ecoetiquetado de vehículos.

desarrollo de grupos de presión más o menos poderosos en favor o en contra de determinado impuesto.

La calidad del combustible, los estándares vehiculares y la planificación urbana son las tres áreas de política más importantes para la gestión ambiental local (urbana). La elección de instrumentos de política depende del contexto. La planificación urbana (C) es una herramienta regulatoria y depende fuertemente de la zonificación (O) y las inversiones en infraestructura (M). Las regulaciones físicas y las reformas de la estructura de precio y tarifas son determinantes importantes de la demanda (p. ej., el precio del transporte público (K) y, más en general, la organización de mercados para servicios de transporte público).

La calidad del combustible es una área complicada y técnica, en la cual los estándares técnicos, las prohibiciones y las normas son los instrumentos básicos de regulación más comunes (D). Sin embargo, la experiencia ha demostrado que muchas mejoras —notablemente, la transición hacia la gasolina sin plomo— se han visto facilitadas por el uso de permisos transables (E) en Estados Unidos y por los impuestos diferenciados (B) en muchos otros países. En algunos casos, se han utilizado políticas basadas en información o reputación, como el ecoetiquetado (F), o la simple prohibición (G). La elección de instrumento parece depender de la sofisticación de la economía, entre otros factores. En algunas economías grandes y diversas, la flexibilidad que ofrecen los instrumentos de mercado permite reducir los costos (y se adelanta a la oposición política). En economías más pequeñas, la economía de escala puede inclinar la balanza hacia instrumentos más simples para evitar los costos adicionales de tener múltiples estándares y sistemas de entrega. La regulación de vehículos nuevos y, en particular, de la tecnología de emisiones vehiculares (H) es tradicionalmente uno de

los instrumentos más centrales. También puede ser suplementada por la información y el etiquetado (Q) (ver Capítulos 21 y 22).

Las interacciones entre combustible y tecnología vehicular pueden ser intrincadas. Tanto los sustitutos disponibles como las dinámicas políticas varían según la situación (p. ej., para diésel, alcohol o gasolina), porque los combustibles son utilizados y fabricados por distintas categorías empresariales. A veces, las industrias automotriz y petrolera se culpan mutuamente (y a los propietarios de los vehículos) por problemas cuya causa es en esencia conjunta, lo cual plantea aspectos de responsabilidad y riesgo moral, y torna muy importante disponer de un monitoreo real y de flexibilidad en la aplicación de instrumentos de política. Por ejemplo, no resulta inconcebible que un camión clasificado como Euro II pueda, con combustibles especiales ultralimpios, o con un tratamiento adicional del escape, como los filtros de partículas, cumplir con los requisitos de emisión correspondientes a la clase siguiente (Euro III). Por otro lado, con un mantenimiento pobre u ordinario y un combustible de baja calidad, sus emisiones podrían corresponder a una clase inferior. Si los instrumentos de política se basan únicamente en el tipo de vehículo o combustible, se corre el riesgo de ignorar la interacción entre ambos.

El mercadeo verde también se ha utilizado en el contexto de los servicios de transporte (L). Los tranvías eléctricos en Gotemburgo, Suecia, tienen una etiqueta verde en parte porque funcionan a partir de electricidad “verde”. De modo similar, los autobuses y taxis mexicanos convertidos a gasolina sin plomo se pintan de verde en lugar del amarillo tradicional.

Dado que una cuota desproporcionadamente grande de la contaminación proviene de unos pocos de los peores vehículos, la inspección y el mantenimiento selectivos pueden constituir un instrumento poderoso (H), pero el diseño exacto de dicho sistema puede ser difícil. Un tema es el grado de homogeneidad frente a flexibilidad. Los daños causados por las emisiones dependen en gran medida de la ubicación y el tipo de vehículo. Exigir la inspección y el mantenimiento solamente en las ciudades sería una restricción eficaz, pero proveería un incentivo para el registro de vehículos en la zona rural. Los sistemas flexibles complican el monitoreo; introducir un tipo de instrumento basado en el mercado, tal como un sistema de depósito-reembolso (I), podría alivianar el monitoreo al ofrecer incentivos para revelar o señalar al conductor individual. La idea es crear incentivos para que los conductores que causan el menor daño ambiental se revelen a sí mismos mediante algún tipo de reporte voluntario.

Como han demostrado ejemplos positivos como el de Curitiba (ver Capítulo 22), así como los abundantes ejemplos negativos, la planificación consciente de largo plazo es un elemento crucial para mejorar el ambiente urbano. Dicha planificación incluye la zonificación, infraestructura, instituciones, precio del transporte público y elección de tecnología (J, K, L). El hecho de que muchos de estos instrumentos sean de largo plazo no debe ser considerado una excusa para no implementarlos inmediatamente. Sin embargo, se deben adaptar a tecnologías futuras, de las cuales se tiene un conocimiento incompleto. Al igual que en la Ciudad de México, las combinaciones de muchos instrumentos de política que incluyen el gravamen del combustible (B) y las regulaciones (H) pueden ser significativamente mejores que cualquiera de estos instrumentos por separado. En contraste, las prohibiciones parciales de circulación (como “Hoy no circula”) no parecen eficientes.

Puesto que el cambio técnico es tan rápido, los formuladores de política deben ser precavidos al invertir en sistemas con infraestructuras grandes y costosas. Esto vale tanto para las estructuras físicas (como el metro subterráneo) (M) como para la infraestructura de monitoreo (como las estaciones de peaje, si consideramos que pronto serán aventajadas por sistemas más avanzados con una infraestructura menos fija). Dado que el desarrollo de las tecnologías de información en general y de los sistemas inteligentes de tráfico en particular es veloz, parece probable que la ventaja de los sistemas más sofisticados aumente con el tiempo. Por otro lado, los vehículos también contaminarán menos como resultado del progreso tecnológico, y tenderán a reducir un poco los beneficios derivados de este tipo de instrumento.

Aunque los vehículos y las carreteras tienen vidas útiles largas y se debe enfatizar la planificación de largo plazo, numerosas políticas deben seguirse en el corto plazo, también. Dichas políticas incluyen la reformulación del combustible (incluyendo la abolición de plomo y azufre), el retiro, remoción o reparación de los vehículos más contaminantes de las áreas sensibles (N), y la eliminación de subsidios perversos como las deducciones fiscales para vehículos más viejos o los subsidios para la manufactura de modelos obsoletos (P)<sup>1</sup>.

El sector transporte presenta una serie de problemas ambientales con retos técnicos considerables. En algunos aspectos, presenta más retos sociopolíticos que, por ejemplo, la industria, porque el monitoreo es dificultoso y porque los propietarios y contaminadores no son profesionales, lo cual introduce varias restricciones políticas. Esta área también ha experimentado un progreso tecnológico notable. En consecuencia, el costo de reducciones adicionales en las emisiones puede ser mayor (en el margen) que en otros sectores. Como la movilidad es tan apreciada y los automóviles confieren estatus, puede ser posible avanzar hacia los objetivos ambientales más rápido en el sector del transporte que en otros sectores. Hacerlo requerirá un afinamiento constante de los instrumentos de política para asegurar el aprovechamiento de las promesas potenciales de las nuevas tecnologías.

## Nota

1. Al menos hasta mediados de los 90, México ofrecía exenciones de impuestos para vehículos con más de 10 años de antigüedad. México y Brasil protegieron durante largo tiempo su producción doméstica de vehículos como el escarabajo Volkswagen, que no se encuentra precisamente en la punta de la tecnología de emisiones.

## PARTE V

# *Instrumentos de política ambiental para la contaminación industrial*

**L**AS FUENTES DE CONTAMINACIÓN ASOCIADAS CON el transporte vial (analizadas en la Parte IV) son pequeñas, numerosas y móviles. Estas características plantean varios retos a la formulación de políticas, particularmente en el área del monitoreo.

En contraste, las fuentes de contaminación industrial analizadas en la Parte V suelen ser grandes, excepto quizás en el sector informal de los países en desarrollo. Dado que las empresas contaminadoras son grandes y de ubicación fija, son un blanco preferido de los ambientalistas, en especial durante las fases iniciales del despertar de la conciencia ambiental. La mitigación puede ser más fácil de monitorear en industrias grandes que en el sector del transporte, pero aun así los obstáculos persisten. Las dificultades en el monitoreo nacen del poder y la influencia que las industrias ejercen a través de sus recursos económicos, así como del hecho de que tantas personas dependen de la industria para su empleo, negocios y rentas (ver Capítulo 16).

Cuando las industrias son internacionales, las regulaciones tienden a “filtrarse” de un país a otro. Esto se debe en parte a que copian la legislación eficaz, pero existe bastante evidencia de que las industrias multinacionales tienen una estrategia. En un inicio se resisten a la legislación o los estándares en un país. Sin embargo, una vez que se han adaptado, promulgan los mismos estándares de manera proactiva en otros países para obtener una ventaja competitiva evitando el costo de producir para distintas especificaciones en distintos países. Este es uno de los muchos factores que distinguen la formulación de políticas en los países desarrollados (Capítulo 24) de aquella en los países en transición y desarrollo. (Capítulo 25).

# *La experiencia de los países desarrollados*

**E**N ESTE CAPÍTULO, ABORDAMOS VARIOS tópicos escogidos para ilustrar diversos aspectos del diseño de instrumentos para el sector industrial:

- eficiencia en la mitigación de las emisiones de azufre,
- mitigación de las emisiones de nitrógeno,
- reforma fiscal verde en Suecia y Alemania,
- prohibición, gravamen y regulación de solventes peligrosos,
- responsabilidad y Superfondo,
- provisión de información y acuerdos voluntarios (AV) para emisiones tóxicas en Estados Unidos,
- política global del ozono, y
- política global climática.

Primero, discutiremos el sector energético, donde muchos países combinan la regulación con políticas de mercado para promover la eficiencia energética, afectar la estructura de la oferta de energía o limitar emisiones (p. ej., de óxidos de azufre o de nitrógeno). Esta discusión nos ofrece la oportunidad de comparar políticas propuestas para alcanzar los mismos objetivos en diferentes contextos. Uno de los aspectos más importantes en relación con el sector energético es la lluvia ácida, y comparamos el enfoque de impuestos utilizado en el norte de Europa con el enfoque de permisos de Estados Unidos. También contemplaremos la reforma fiscal verde de Alemania y Suecia.

Los pilares de la política ambiental siguen siendo la legislación, la responsabilidad y el gasto público; por lo tanto, he seleccionado tres estudios de caso ilustrativos. En el primero, compararemos una prohibición (Suecia), un impuesto (Noruega) y una regulación estricta (Alemania) de tricloroetileno, un solvente especialmente tóxico. En el segundo, se describe el Superfondo (Estados Unidos), un programa de responsabilidad y limpieza pública que comenzó en un sitio de desechos peligrosos en el estado de Nueva York. Por último, veremos la provisión de información como un instrumento para enfrentar las emisiones tóxicas

en el programa de *US Toxics Release Inventory* (Inventario de Emisiones de Sustancias Tóxicas). Para concluir, se presentan algunos temas relacionados con problemas ambientales globales: la eliminación de la capa de ozono y el calentamiento global.

## Mitigación de las emisiones de azufre<sup>1</sup>

La lluvia ácida fue uno de los primeros problemas ambientales en obtener un reconocimiento global, y en muchos países se ha convertido en un símbolo de los problemas ambientales. No es un asunto nuevo; de hecho, sus efectos fueron identificados hace casi 2000 años, cuando la fundición de cobre liberó grandes cantidades de azufre, matando vegetación en el Imperio Romano.

Cuando Suecia y Noruega comenzaron a asociar la muerte de lagos y peces con las emisiones de azufre en los años 60, al principio dicha conexión fue rechazada por Gran Bretaña, Alemania, y otras fuentes de emisiones a gran escala. Con el *Waldsterben* (muerte de los bosques) en Alemania y una mejor investigación, hoy en día las conexiones se comprenden mejor. Son un tanto complicadas, porque la sensibilidad del suelo y las rocas subyacentes pueden variar mucho de país a país. Aquellos lugares con formaciones rocosas antiguas, como Escandinavia, pueden ser mucho más sensibles que los que contienen gran cantidad de roca calcárea con una buena capacidad de amortiguar el ácido, como Inglaterra. Los incentivos para mitigar las emisiones de azufre dependen del daño ambiental percibido y varían entre países. La respuesta depende también de los costos de mitigación y de factores políticos, así como de los tratados de los cuales forma parte el país (en este caso, el Protocolo del Azufre, principalmente) y la eficiencia de los instrumentos de política que seleccionen (p. ej., Klaasen 1996).

El Cuadro 24-1 muestra que se distinguen varios grupos de países según sus emisiones y tasas de reducción de las mismas. Austria, Noruega, Suecia y Suiza —países sensibles a la acidificación— tienen pocas emisiones per cápita y las redujeron de forma significativa durante los años 80 y 90. Estados Unidos, Canadá y otros países del sur de Europa tienen mayores emisiones per cápita y han hecho reducciones menores; Grecia y Portugal incluso han aumentado sus emisiones de azufre. Las emisiones en el Reino Unido solían ser altas pero decrecieron rápidamente durante los 90 (principalmente como resultado de cambiar de carbón a gas). Durante la década pasada, la colaboración europea ha sido exitosa, y muchos países europeos (occidentales) han hecho ingentes esfuerzos para mitigar. En las economías de transición, las emisiones se han visto reducidas pero por lo general no como resultado de políticas específicas sobre el azufre, sino más bien debido al cierre de industrias o a una mayor eficiencia energética. Muchos, pero no todos, de estos países todavía presentan emisiones cuantiosas.

### ***Políticas europeas: regulación e impuestos***

Algunos países han encontrado sencilla la “mitigación” al pasar de fuentes energéticas de petróleo y carbón a gas (Reino Unido) y energía hidroeléctrica y nuclear (Suecia

**Cuadro 24-1. Emisiones de azufre en varios países**

<i>País</i>	<i>Emisiones per cápita (kg de SO<sub>2</sub>), 1997</i>	<i>Cambio (%) 1980-1997</i>
<i>Emisiones bajas</i>		
Suiza	4	-78
Austria	7	-86
Holanda	8	-75
Noruega	8	-78
Suecia	8	-86
<i>Emisiones medianas</i>		
Francia <sup>a</sup>	16	-73
Alemania	18	-80
Reino Unido	19	-66
Finlandia	20	-83
Bélgica	22	-74
Dinamarca	22	-76
Italia <sup>a</sup>	23	-64
Portugal <sup>a</sup>	37	40
Irlanda	41	-26
Grecia <sup>a</sup>	49	36
España <sup>a</sup>	49	-37
Estados Unidos <sup>a</sup>	65	-26
Canadá	91	-41
<i>Economías de transición</i>		
Rusia	17	-66
Lituania	19	-75
Ucrania	23	-71
Polonia	56	-47
Hungría	66	-60
República Checa	70	-69

<sup>a</sup> Datos de 1995 a 1996.

y Francia), o porque sus grandes industrias han cerrado (p. ej., con la unificación de Alemania). Además, la necesidad de energía para calefacción y la estructura de los sistemas de industria y transporte son factores relevantes que varían considerablemente entre países. Distinguir el efecto de las políticas intencionales del de otros cambios en la economía (p. ej., cambios en el combustible, ahorros energéticos y cambio estructural) es complicado; determinar la efectividad o eficiencia de los instrumentos de política utilizados lo es aún más.

La mayoría de la formulación de políticas en esta área es regulatoria: estándares de desempeño (el contenido de azufre de los combustibles) o de diseño (tecnologías de mitigación obligatorias). Por ejemplo, la resolución sobre energía y ambiente de 1975

**Cuadro 24-2. Límites al contenido de azufre en los combustibles líquidos (gasóleo) en países miembros de la Unión Europea**

Artículo	Entrada en vigor	Límite (% por peso)	
		Gasóleo liviano	Gasóleo pesado
75/716/EEC	Antes de 1980	0,5	0,8
75/716/EEC	1 de oct. 1980	0,3	0,5
87/219/EEC	1 de ene. 1989	0,3	
93/12/EEC	1 de oct. 1994	0,2	
93/12/EEC	1 de oct. 1996	0,05	

Fuente: Ercmann 1996.

del Consejo Europeo estaba dirigida a reducir el contenido de azufre en gasóleo liviano y regular el uso de gasóleo pesado (Jonson y Corcelle 1995) (ver Cuadro 24-2).

Además de regular los ingredientes, varios países europeos utilizan impuestos diferenciados al combustible o la energía para promover una reducción en el uso del azufre; algunos utilizan también los permisos transables (ver Capítulo 7; ver también Klaasen 1995). Suecia, Noruega y Dinamarca cobran un impuesto elevado sobre las emisiones de azufre (US\$ 3000, 2100 y 1300 por tonelada, respectivamente), mientras que los impuestos en Italia, Francia, Suiza, España (un impuesto regional en Galicia) y Finlandia (solamente diésel) son todos de menos de US\$ 50 por tonelada. Aunque todos los impuestos deberían, en principio, ejercer algún efecto, es poco probable que el de un impuesto muy bajo sea significativo. Incluso en los países con un impuesto elevado es difícil separar este efecto del de otras políticas concomitantes. En Suecia, se estimó que el impuesto a las emisiones de azufre es responsable de un 30% de la reducción entre 1989 y 1995 (SEPA 1997)<sup>2</sup>. La disminución en el uso de petróleo fue el factor principal que motivó las menores emisiones de azufre en la manufactura sueca, y esta disminución depende de la política general de impuestos altos sobre el combustible combinados con una rápida expansión de la energía nuclear durante el mismo período (Hammar y Löfgren 2001). Sin embargo, pareciera que el impuesto al azufre sí fue importante para reducir el contenido de este elemento más allá del límite legalmente establecido. Por ejemplo, el límite para el gasóleo liviano era de 0,2% en 1976, pero el contenido real de azufre era de hecho menor. En 1991, el contenido real de azufre era de 0,08%, y en 1994 de 0,058%, mientras el límite legal seguía siendo de 0,02%; este resultado puede deberse en parte al impuesto.

Polonia merece una mención especial en la discusión acerca de los impuestos al azufre, porque entre los países de Europa oriental ha sido el más consistente en la aplicación de medidas económicas severas para reducir la contaminación y financiar su mitigación; las cuotas se invierten en fondos (ver Capítulo 25). El impuesto polaco al azufre era de entre US\$ 60 y 100 por tonelada entre 1990 y 1996 (Klarer et ál. 1999); aunque parece bajo según los estándares escandinavos, era más alto que el de cualquier otro país de la OCDE. Si tomamos en cuenta el bajo ingreso promedio del país y sus niveles elevados de contaminación, este impuesto sí es considerable (comparado con los permisos de azufre de Estados Unidos). Los niveles de emisión pueden no haber decrecido tan rápido



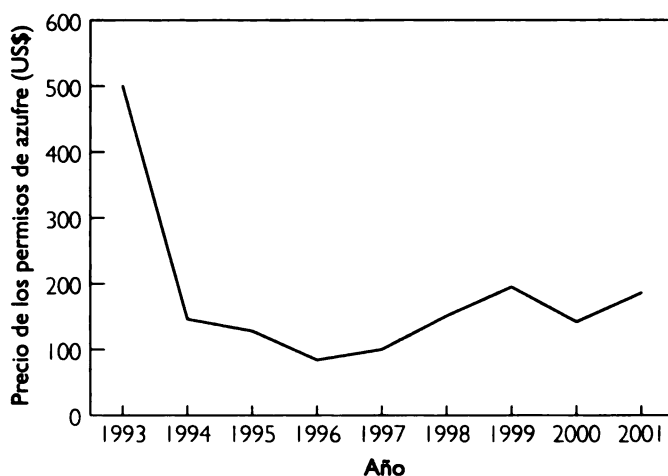
en Polonia como en otros países de economías anteriormente planificadas, pero en estos casos se debe en gran medida a la reducción de la industria. Se cree que el impuesto ha sido exitoso, tanto a través de su efecto de incentivo como de los fondos para inversión en mitigación que este genera.

### ***Políticas estadounidenses: permisos transables***

El otro gran experimento de política relacionada con el azufre es el esquema comercial estadounidense. El Título IV de las reformas a la Ley de Aire Puro [*Clean Air Act Amendments (CAAA)*] de 1990 estableció un mercado para el comercio de dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ) entre las empresas de servicios públicos (electricidad)<sup>3</sup>. El Título IV fue el primer programa ambiental en gran escala y de largo plazo en Estados Unidos que dependía de los permisos de emisión transables. A pesar de que el comercio de créditos de mitigación se había permitido en numerosos programas anteriores, solía ser un mecanismo auxiliar, mientras que en esta ocasión era el mecanismo primario. Las regulaciones anteriores sobre contaminación aérea en Estados Unidos (y muchos otros países) se dirigían a fuentes individuales y sus tasas de emisión. En este programa, el enfoque se centraba en las emisiones agregadas, que tenían un tope (aunque solamente del sector eléctrico).

La legislación estaba dirigida a reducir las emisiones a la mitad, es decir, en unas 10 millones de toneladas al año (las emisiones totales en Estados Unidos en 1990 fueron de unas 21 millones de toneladas, de las cuales el sector eléctrico emitió 17 millones). Para alcanzar esta meta, se expidieron permisos equivalentes a cerca de 9 millones de toneladas<sup>4</sup>. Las reducciones están dirigidas al sector eléctrico, y todas las plantas que funcionan a partir de combustibles fósiles están obligadas a tener varios permisos correspondientes a sus emisiones. Al final del año, las compañías eléctricas deben probar que acatan la regulación: las cuotas en sus cuentas con el sistema de seguimiento de cuotas (*Allowance Tracking System*) de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) deben igualar o exceder sus emisiones anuales de  $\text{SO}_2$ . Hay un período de gracia de 60 días para comprar cuotas adicionales. Las cuotas adicionales se pueden vender o guardar para un futuro. Su comercio es irrestricto. Las plantas individuales deciden cuánto mitigar y cuántos permisos comprar, y cualquiera puede comprar permisos: compañías de electricidad, proveedores de combustible (quienes pueden, por ejemplo, unir la venta de carbón con la de permisos), ambientalistas (que podrían desear reducir la contaminación agregada adquiriendo permisos sin utilizarlos), y corredores que especulan con los precios de los permisos.

Cuando la reducción de azufre de los CAAA se estaba planeando, se pensaba que la principal vía para la reducción era el fregado y otras formas tecnológicas de mitigación. Los estimados de los costos de mitigación variaban considerablemente; se calculaban valores de US\$ 250-350 para la Fase 1 (desde 1995) y 500-700 para la Fase 2 (a partir del 2000) (Joskow et ál. 1998). El estimado inicial (1990) de la EPA era de US\$ 750, y los estimados de la industria previos a 1989 eran de US\$ 1500 por permisos de emisión, que también era el precio de venta directa de la EPA (Butraw 1998a, 1998b). Otro límite superior es la penalización por la incapacidad de mantener permisos, que es de US\$ 2000/tonelada. Otros estimados se ilustran en la Figura 24-1.



**Figura 24-1. Precios de los permisos de azufre**

*Notas:* el valor para 1993 es un promedio aproximado de las predicciones previas a la transacción, que variaron entre US\$ 309 y 981.

*Fuentes:* US EPA 2002a, 2002c.

Uno de los motivos para elegir este diseño fue que las políticas anteriores tenían algunas características indeseables. Estaban dirigidas hacia las fuentes nuevas más que a las viejas (lo que se conoce como “sesgo anti-fuente nueva”) y requerían tecnologías o reducciones en las emisiones similares para todas las plantas, sin tomar en cuenta las características de distintos tipos de carbón. Como los costos de mitigación parecían heterogéneos, se esperaba que las ganancias en eficiencia derivadas de un instrumento de mercado fuesen considerables (ver Capítulo 12); sin embargo, la variación principal en el costo ha sido entre los productores del oeste del país de carbón “más limpio” con bajo contenido de azufre y las minas de carbón con alto contenido de azufre del este. Las CAAA requerían que las centrales eléctricas del oeste fueran operadas con carbón relativamente limpio, mientras que las centrales del este podían continuar, con regulaciones bastante limitadas, utilizando carbón con alto contenido de azufre. Esta política era injusta e ineficiente.

El programa actual (1990) coincidió con la desregulación de los trenes y le dio un ímpetu considerable al transporte y mercadeo de carbón con bajo contenido de azufre a través de Estados Unidos. Los costos de transporte cayeron de forma dramática, y el carbón con alto contenido de azufre ha sido prácticamente eliminado por el carbón más limpio de los estados del oeste. Como resultado, las centrales eléctricas han alcanzado una gran parte de las reducciones deseadas simplemente cambiando de proveedor de carbón, en lugar de invertir en mejoras tecnológicas más caras. El precio de los permisos ha sido mucho menor al esperado (Figura 24-1). Este resultado se suele ofrecer como evidencia de que la transacción de emisiones es un instrumento eficiente y, aunque esto es en parte cierto, la caída rápida y en picada de los precios de los permisos es un reflejo del “desarrollo tecnológico” o “sustitución” exitosa. La genialidad del instrumento de

política radicaría en que este desarrollo se debiera únicamente a la transacción, pero al menos una parte de este cambio de combustible podría haber ocurrido con otros instrumentos. Varios analistas han observado que la reducción en el precio de los permisos se debió mayormente a los costos reducidos de transporte, las asignaciones de permisos extra y las reglas estatales locales que proveyeron una limitación adicional en algunos casos, factores que condujeron a inversiones considerables en mitigación (Ellerman y Montero 1998, Burtraw 1998a, 1998b, Joskow y Schmalensee 1998, Joskow et ál. 1998). Sin embargo, los ahorros en el costo surgieron de los permisos transables más que de las regulaciones, que “podrían haber tornado la mitigación dos veces más cara” (Fullerton et ál. 1997). Este ejemplo ilustra la importancia de utilizar instrumentos generales de política que permitan el funcionamiento de procesos económicos en lugar de dirigirse a soluciones tecnológicas muy específicas (ver Capítulo 16).

Las emisiones de azufre son heterogéneas en sus costos de mitigación y daño. Como discutimos en el Capítulo 12, los instrumentos de mercado tienen un potencial considerable para reducir los costos cuando los costos de mitigación son heterogéneos. Sin embargo, son menos apropiados cuando el daño en sí es heterogéneo, e instrumentos como la zonificación ofrecen una ventaja. En el caso de la transacción de permisos para reducir el azufre, el riesgo relevante es que los daños a la salud podrían incrementar si los patrones de emisión se alteran de manera desfavorable. Los modelos más detallados muestran que la transacción y el ahorro de permisos condujeron a un desplazamiento en la distribución geográfica y temporal de las emisiones (en algunos estados, los efectos pueden ser hasta del 20% a partir de una línea base que estaba a la mitad de los niveles originales; Butraw y Mansur 1999).

Los efectos generales de estos desplazamientos son benéficos, no perjudiciales, en términos de costos totales a la salud porque las emisiones parecen alejarse de las regiones más densamente pobladas. El efecto se debe en parte a la presión reguladora de mitigar; supuestamente, los estados que se encuentran a contraviento (como Nueva York) presionan a sus centrales eléctricas para que no comercien con estados ubicados en el sentido del viento (como Pennsylvania y Ohio). El ahorro de permisos condujo a reducciones más rápidas en los 90 (y por lo tanto aumentó las emisiones futuras). El ahorro agregado derivado de la transacción y el ahorro de permisos se estima en un 13% de los costos de cumplimiento de la regulación para 1995 y de 37% para el 2005. Los ahorros potenciales anuales derivados de la transacción de permisos son de US\$ 800 millones (en dólares de 1995) o 43% de los costos de cumplimiento bajo un programa de comando y control en el cual el regulador adopta un enfoque de estándar de desempeño (Carlsson et ál. 2000). Los ahorros serían aun mayores si se compararan con un programa de comando y control con estándares tecnológicos uniformados.

La asignación de permisos ha sido objeto de mucha atención en la literatura. El valor esperado de los permisos al inicio del programa fue de cerca de US\$ 5 billones/año, de modo que los grupos de presión estaban preparados para luchar por cada detalle de la asignación (Joskow y Schmalensee 1998). El mecanismo principal utilizado para determinar la asignación de permisos en Estados Unidos se ubica en algún punto entre el cálculo en función de derechos históricos (*grandfathering*) y la asignación basada en la producción (o mejor dicho en los insumos; ver Capítulo 7). Los permisos han sido

gratuitos y asignados con base en valores históricos, no en proporción a las emisiones históricas sino a valores pasados de uso energético.

Una asignación basada en las emisiones (en función de derechos históricos) habría sido un tanto más benéfica para las plantas más “sucias”, mientras que una asignación basada en la electricidad producida habría beneficiado a las plantas con mayor eficiencia térmica. Con la política actual, algunos aspectos importantes que afectan la toma de decisiones incluyen el momento de la asignación, la duración de los permisos, las variables y los datos en los cuales basar las decisiones, la elección de año base y la categorización de plantas construidas o cerradas en el año base, entre otros. Una de las cuestiones fundamentales, por ejemplo, es decidir entre asignaciones permanentes o renovables. Los grupos de presión de las empresas afectadas y los políticos provenientes de las ciudades o estados afectados esgrimen toda clase de argumentos a favor de un principio u otro o de reglas de asignación adicionales. Aparentemente, los decisores han escogido la asignación permanente para evitar las oportunidades repetidas de manipulación (las asignaciones son por 30 años pero se renuevan automáticamente, de modo que para todo efecto práctico son permanentes).

Dado que esta legislación tuvo que pasar por un Congreso bastante escéptico de la legislación ambiental, se topó con muchos obstáculos. Para los proponentes de la ley, era fundamental obtener apoyo donde fuera que se encontrara, incluso si esto implicaba ceder un poco en materia de reglas de asignación. Uno podría pensar que el proceso político de asignación deformaría seriamente el resultado. Sin embargo, aunque los estados productores de grandes cantidades de azufre lograron imponer costos (ambientales y de mitigación) enormes sobre el resto del país en las regulaciones de la Ley de Aire Limpio de 1970 y sus reformas de 1977, en general no lograron obtener una cuota desproporcionada de permisos en la revisión más orientada hacia el mercado de 1990 (Joskow y Schmalensee 1998).

En un resumen positivo de esta experiencia con políticas, la transacción estadounidense de azufre se presenta como un instrumento eficiente del tipo ilustrado en los libros de texto de economía: los “objetivos ambientales fueron alcanzados a tiempo, sin un litigio excesivo y a un costo menor al proyecto” (Joskow y Schmalensee 1998). Un punto esencial de dicha eficiencia es asegurar que el mercado de permisos se desarrolle realmente; en este caso, la EPA subastaba todos los años un 2,8% de los permisos que se habían reservado (que de otro modo se habrían asignado a unidades individuales). Esta venta era neutral en cuanto a las ganancias, porque las ventas de las subastas se entregaban a las plantas que de otro modo habrían recibido los permisos. Las subastas ayudaron a impulsar el proceso de descubrimiento de los precios por parte de los participantes del mercado. También ayudaron a mitigar el temor de que los primeros receptores de permisos “se los quedarían” y por lo tanto habría una transacción insuficiente para satisfacer las necesidades de las fuentes nuevas.

El programa de transacción de azufre es un gran paso adelante en el diseño de mecanismos. Los programas futuros podrían desarrollar mecanismos aún más eficientes y se tendrán que adaptar a las características de los contaminantes individuales. Es difícil saber si los impuestos son preferibles a los permisos. Como se discutió en el Capítulo 14, los impuestos (y los permisos subastados) tienen efectos de reciclaje de la producción

y las ganancias que los permisos gratuitos no tienen. Se presume que la diferencia más grande radica en su aceptación política, y el instrumento más apropiado puede depender del contaminante y el contexto político. Para el caso de la reducción del azufre, quizás el factor más crucial no sea la escogencia de instrumento de política sino del nivel eficaz de impuestos (o número de permisos y por lo tanto su precio). Al analizar el precio inesperadamente bajo de los permisos, algunos consideran que el número de permisos fue demasiado elevado y la meta de una reducción del 50% fue demasiado modesta (ver Cuadro 24-1). Esto puede ser en parte un reflejo de las prioridades de Estados Unidos; la lluvia ácida no es tan prioritaria como en Escandinavia. Sin embargo, para los propósitos de esta discusión, resultaría interesante si algo en la elección del mecanismo hubiera sesgado el resultado. La asignación de derechos de emisión calculados en función de criterios históricos es una política parcial hacia el contaminador. Es probable que otras políticas, como el gravamen, no hubieran tenido una posibilidad realista de implementación a este nivel de control efectivo. Sin embargo, vale la pena considerar qué se habría logrado mediante una función escalonada (como la sugerida en Requate y Unold 2001). Para las emisiones de azufre, este mecanismo habría resultado en una asignación menor de permisos (gratuitos) combinada con un menú de opciones (o subastas) para permisos adicionales (ver Capítulo 13).

## Reducción de las emisiones de $\text{NO}_x$ de la combustión<sup>5</sup>

Los óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) son el otro gran precursor de la lluvia ácida. Sus efectos químicos no son los mismos del  $\text{SO}_2$ , pero son más comparables para estos dos contaminantes que para muchas otras parejas. Algunas diferencias técnicas son relevantes por sus costos de mitigación, monitoreo y el aspecto político de la elección de instrumento. En general, la reducción de emisiones de  $\text{NO}_x$  ha sido menos exitosa que las de  $\text{SO}_2$ , sobre todo debido a dificultades técnicas inherentes. La mayoría del  $\text{NO}_x$  se forma por el efecto de la temperatura elevada sobre el nitrógeno atmosférico. A diferencia del azufre, el  $\text{NO}_x$  no proviene de una impureza en el combustible. Como resultado, sus emisiones no se pueden predecir fácilmente y se requiere un equipo de monitoreo caro y complicado.

### *Permisos de emisión reembolsables en Suecia*

Por razones geológicas, Escandinavia es especialmente vulnerable a la acidificación; la mayor parte del área se ubica sobre un cimiento de granito. En consecuencia, los óxidos de nitrógeno y azufre han sido blancos importantes de la política ambiental en Suecia y Noruega. Aun así, la reducción de emisiones de  $\text{NO}_x$  en Suecia entre 1980 y 1995 fue de aproximadamente un 20%, mientras que las de  $\text{SO}_2$  se redujeron en un 80%. Parte de la diferencia se debió a la complejidad de la formación y monitoreo del  $\text{NO}_x$ , que ha imposibilitado un impuesto de base amplia sobre todo el  $\text{NO}_x$ . En su lugar, el Parlamento Sueco decidió en 1990 introducir una carga de 40 coronas suecas por kilogramo de  $\text{NO}_x$  emitido de todas las plantas de combustión que producen al menos 50 gigavatios-hora (gWh) de energía útil al año. La carga

entró en vigor en enero de 1992 y afectó cerca de 200 plantas. El nivel de la carga (cerca de US\$ 4000/tonelada) fue determinado por la Agencia Sueca de Protección Ambiental (SEPA, por sus siglas en inglés) en 1987.<sup>6</sup>

El diseño de la carga es único. Por un lado, es elevada: más de 200 veces mayor que la carga francesa y mucho más alta que los permisos en Estados Unidos. Por otro lado, lo recaudado se devuelve a las compañías contaminadoras en relación con la cantidad de energía producida por la planta específica. Este esquema de pagos reembolsables por emisiones (PRE; ver Capítulo 9) significa que la industria contaminadora como un todo no le paga nada a la sociedad; quizás sea este hecho lo que hace la carga posible desde el punto de vista político. El mecanismo del diseño fue escogido en parte porque solo las plantas de combustión grandes están obligadas a pagar la carga. Esta decisión se basó en parte en los costos elevados de medición del consumo, considerados (junto con los costos de mitigación) poco razonables para las plantas pequeñas. Si se aplicara un impuesto solamente a una subsección de la industria, esta subsección estaría en una desventaja injusta frente a otras empresas del mismo sector. Si el impuesto se aplicara solamente a las plantas grandes, compañías como Energía de Gotemburgo tendrían un incentivo para establecer varias plantas de combustión pequeñas en lugar de una grande, y esta respuesta no suele ser deseable (desde cualquier punto de vista, incluyendo las emisiones de NO<sub>x</sub> y otros contaminantes).

A medida que el sistema se ha ido desarrollando y como parece ser eficaz, los costos de mitigación y medición han decrecido, y el criterio de inclusión se ha reducido dos veces. En 1996, las plantas que producían al menos 40 gWh de energía útil por año estaban incluidas, y en 1997 el nivel se redujo a 25 gWh. En 1998, 400 plantas estuvieron sujetas a la carga, en comparación con 200 en 1992.

### ***Niveles impositivos, uso de la recaudación de impuestos y costos administrativos***

En un esquema de PRE, las empresas más limpias que el promedio logran una ganancia neta (que puede ser mayor o no que los costos de mitigación), mientras que las demás deben hacer un pago neto. La recaudación total de la carga sueca sobre el NO<sub>x</sub> (que se reembolsa a las plantas) fue de entre US\$ 50 millones y 100 millones entre 1992 y 1998 (SEPA 1997; Naturvårdsverket 2002).

La carga es administrada por SEPA, y los costos administrativos se han mantenido bajos, a aproximadamente un 0,3% de lo recaudado. Los costos de medición del consumo se estiman en cerca de un 3% del total de las cargas. Las emisiones se miden cada hora mediante un equipo sofisticado aprobado por SEPA. Si una empresa no puede medir temporalmente sus emisiones debido a problemas técnicos, se asume un factor elevado de emisiones para ese período; por tanto, la mayoría de las empresas presentan una alta tasa de cumplimiento. Todas las plantas deben entregar un formulario con información acerca de su producción y el NO<sub>x</sub> que emiten. La SEPA audita las empresas y selecciona al azar varias empresas al año para una revisión detallada. El objetivo es revisar cada empresa cada cinco años, en promedio. Al inicio de cada año, cada planta presenta una declaración de sus emisiones y energía producidas durante el año anterior. Las cargas vencen antes del 1 de octubre, y la SEPA reembolsa las plantas antes

**Cuadro 24-3. Estadísticas resumidas de las plantas de combustión sujetas a una carga por NO<sub>x</sub> en Suecia, 1992-1998**

Año	No. de plantas	Energía producida (gWh)	Emisiones de NO <sub>x</sub> (toneladas)	Coefficiente de emisión
1992	181	37.465	15.305	0,41
1993	189	41.158	13.333	0,32
1994	202	45.193	13.025	0,29
1995	210	46.627	12.517	0,27
1996	274	57.150	16.083	0,28
1997	371	54.911	15.107	0,28
1998	374	56.367	14.617	0,26

Fuente: SEPA 2000.

Nota: el coeficiente de emisión se mide en kilogramos de NO<sub>x</sub> por megavatio-hora de energía producida.

del 1 de diciembre del año siguiente. Cada empresa puede tener varias unidades de producción monitoreadas por separado.

### ***Eficacia ambiental, eficiencia y vínculos con otros instrumentos***

La carga sobre el NO<sub>x</sub> se considera en general como un éxito. Las empresas se adaptaron rápidamente a este instrumento de política económica, y las reducciones de las emisiones comenzaron inmediatamente (Cuadro 24-3). El efecto ambiental positivo fue mayor al principio, pero las mejoras continúan, aunque a un ritmo menor. Estas reducciones se ven un tanto opacadas por el hecho de que plantas nuevas y más pequeñas (que producen entre 25 y 50 gWh/año) con factores de emisión bastante elevados se están incorporando al sistema, mientras que las emisiones de las plantas originales (de mayor tamaño) han caído hasta 0,26 y 0,25 para 1997 y 1998, respectivamente.

Además de la carga sobre el NO<sub>x</sub>, muchas plantas están sujetas a regulaciones locales. Por eso, se argumenta que la reducción en emisiones de NO<sub>x</sub> se debe tanto a la carga como a los estándares locales. De acuerdo con un estudio, cerca de dos tercios de la reducción se pueden atribuir a la carga y el resto a la regulación local (SEPA 2000). El método para llegar a este estimado no es muy confiable, y casi todas las plantas parecen estar operando por debajo de sus requisitos legales. Como resultado, la carga por sí sola habría tenido casi el mismo efecto, lo cual dificulta decidir la participación de ambos instrumentos.

La doble ventaja de un esquema de PRE en lugar de un impuesto "ordinario" es que el incentivo para reducir las emisiones es fuerte sin someter las empresas responsables a una carga económica insostenible. El hecho de que el pago neto por las compañías es menor a un impuesto (y cero en promedio) ha logrado que este instrumento sea aceptable para las empresas. En Estados Unidos, las empresas han considerado los permisos transables asignados con criterios históricos preferibles a los impuestos porque representan una carga menor para ellas y son más neutrales en cuanto a la competitividad. El ejemplo del NO<sub>x</sub> sueco muestra que es posible crear un impuesto financieramente neutro como alternativa a los permisos transables.

Una desventaja potencial de reembolsar las cargas es que de este modo el instrumento no satisface la interpretación más estricta del principio de “quien contamina, paga”, y por lo tanto no provee una asignación óptima de los recursos (es decir, no hay un efecto de reciclaje de la producción o los ingresos). Un impuesto ambiental ordinario (o esquema de permisos) incrementaría el costo de producción promedio y total, aumentando así el precio de mercado del bien final. El precio transformado debido a la internalización del daño ambiental en los costos de producción envía señales a la economía que podrían, en el largo plazo, ocasionar cambios estructurales. En un modelo económico del mercado, estas respuestas en el precio son parte del ajuste óptimo. No son tan fuertes como con una carga reembolsable; el precio del producto aumentará debido a los costos de mitigación pero no por los impuestos. Desde un punto de vista del equilibrio general, esta respuesta limitada del precio es lamentable. Sin embargo, puede ser percibida como una ventaja por muchos actores de la economía: no se recortan la producción y el empleo, entre otros; los precios no aumentan (tanto como con un impuesto). De hecho, el  $\text{NO}_x$  podría reducirse no a través de la disminución del consumo y la producción de energía total sino mediante la mitigación tecnológica. En dicho caso, la carga reembolsada sería el mecanismo ideal.

Además, el reembolso posibilita una carga más o menos elevada. Un impuesto de la misma magnitud enfrentaría una enorme resistencia por parte de la industria contaminadora como un todo, mientras que la carga reembolsable es un beneficio a las compañías más limpias. Tiene el efecto de separar el grupo de presión de la industria. Por último, el efecto sobre los precios depende de frente a qué se le está midiendo. En comparación con no hacer nada, el precio aumenta debido a los costos de mitigación. Sigue siendo un aumento pequeño que refleja los costos de mitigación, equivalente al aumento si se hubiesen utilizado regulaciones (óptimas) para lograr la misma reducción. En comparación con el uso de impuestos de la misma magnitud, el precio del producto experimenta un aumento menor.

### ***Las políticas en Francia, España, Italia y Estados Unidos***

En 1985, el gobierno francés comenzó a aplicar el principio de “quien contamina, paga” para gravar las emisiones de  $\text{SO}_2$ . Esta ley se renovó y expandió varias veces para incorporar varios otros contaminantes del aire, incluyendo  $\text{NO}_x$ . En 1998, las tasas aumentaron al equivalente de US\$ 40/toneladas de  $\text{NO}_x$  o compuestos orgánicos volátiles (COV) (y US\$ 25/toneladas de  $\text{SO}_x$  o HCl). Una evaluación del impuesto estima que las emisiones de  $\text{NO}_x$  se han reducido en un 6% desde mediados de los 90 (ADEME 1998). Esta reducción no se debe a los efectos incentivadores directos del impuesto, porque este es bajo y se basa en emisiones estimadas en lugar de emisiones reales. Sin embargo, la recaudación se utiliza en parte para otorgar becas para la investigación y tecnología de mitigación, y se asume que estas han conducido a las reducciones de las emisiones.

Italia tiene un impuesto sobre el  $\text{NO}_x$  de cerca de US\$ 100/tonelada, más alto que el de España y Francia, pero no que Suecia. El impuesto solamente aplica para plantas de combustión grandes (>50 mW/año) y emisiones que exceden los estándares especificados en la directiva de plantas de combustión grandes de la UE. Parece sugerir que se



aplica solo en casos especiales como una forma de penalización. De manera similar, la región autónoma de Galicia, España, grava el  $\text{NO}_x$  en el equivalente de US\$ 30/toneladas (Bokobo Moiche 2000). Todavía no hay evaluaciones disponibles.

En Estados Unidos, el  $\text{NO}_x$  se considera primariamente no como un problema relacionado con la lluvia ácida sino como un precursor del ozono al nivel del suelo. Dado que la severidad de los efectos ambientales varía considerablemente, el  $\text{NO}_x$  es objeto de varios programas de mitigación que difieren entre estados. El Título IV de la CAAA de 1990 especifica una estrategia de dos partes para reducir las emisiones de  $\text{NO}_x$  en Estados Unidos en 400.000 toneladas por año entre 1996 y 1999 (Fase 1) y en aproximadamente 1,2 millones de toneladas por año a partir del 2000 (Fase 2). Estas reducciones corresponden a menos de un 5% del total de emisiones y, de acuerdo con US EPA, se traducen en costos de mitigación de unos cuantos cientos de dólares por tonelada. Aunque en esencia es un programa regulador tradicional, sí contiene algunas provisiones para la transacción. Permite a las centrales eléctricas “promediar” sus emisiones entre unidades separadas, pero no reservar permisos o transar con otras centrales.

En Estados Unidos hay un par de programas más para la reducción de  $\text{NO}_x$ . Uno de ellos es RECLAIM (ver Capítulo 7), un programa ambicioso que busca una reducción del 80% de  $\text{NO}_x$  (y  $\text{SO}_x$ ) de 1994 al 2003 en la costa sur de California. No es un programa tradicional de tope y canje sino más bien un programa convencional de una “burbuja” de transacción. Cada fuente con licencia tiene que reducir sus emisiones totales (de una facilidad como un todo), y si lo logra más allá del objetivo propuesto, puede transar con sus permisos sobrantes.

Un programa regional de transacción de emisiones conocido como “ $\text{NO}_x$  SIP Call” está dirigido solamente a las emisiones de  $\text{NO}_x$  durante el verano en varios estados del este. Su estructura se parece más al programa de tope y canje de emisiones de azufre, y sus reducciones proyectadas son significativas. En la región del SIP Call (lanzado en el 2003 en ocho estados y el Distrito de Columbia y en 11 estados más a partir del 2004), el programa conduciría a reducciones anuales del 34% a partir de una línea base proyectada en 3,51 millones de toneladas, para alcanzar 2,33 millones de toneladas en el 2007. Durante el verano, se espera que el programa reduzca las emisiones en un 67%, de 1,5 a 0,56 millones de toneladas (US EPA 1998, Cuadro 2-1)<sup>7</sup>.

Los mecanismos de asignación, que difieren entre estados, han sido objeto de varios debates. Muchos estados utilizan una forma de asignación de la producción en lugar de la calculada en función de criterios históricos. Esto hace el programa de la Comisión del Transporte de Ozono (OTC, por sus siglas en inglés) más similar a la política sueca de permisos reembolsables de  $\text{NO}_x$  (y al programa de eliminación del plomo de la gasolina de US EPA).

El Cuadro 24-4 resume las diferencias principales entre los instrumentos utilizados en estos cuatro países y Suecia (además de los estándares locales en cada país)<sup>8</sup>. La diferencia más notoria consiste quizás en el nivel de la carga misma, más elevado en Suecia. Se supone que solamente fue posible gracias a la construcción de la política con reembolso. Es un tanto difícil comparar los resultados de manera analítica porque Suecia tiene un grado mucho más alto de monitoreo detallado, como es de esperar con una carga tan elevada.

**Cuadro 24-4. Comparación de instrumentos de política para la eliminación gradual del NO<sub>x</sub>**

<i>Criterio</i>	<i>Suecia</i>	<i>Francia</i>	<i>Estados Unidos</i>	<i>Italia</i>	<i>Galicia, España</i>
Nivel de la carga o precio del permiso	5000	40	200-500	100	30
Contaminantes que cubre	NO <sub>x</sub> solamente (impuestos para SO <sub>2</sub> )	NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , HCl, COV	NO <sub>x</sub>	NO <sub>x</sub>	NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub>
Instrumento	Carga reembolsada	Carga	Permisos transferibles	Una cuota por exceso de contaminación	Impuesto
Uso de fondos o asignación de permisos	Se devuelve a las compañías	Mitigación, investigación, etc.	Se devuelve a las compañías		General (5% para restauración ambiental)

*Notas:* NO<sub>x</sub> = óxidos de nitrógeno; SO<sub>2</sub> = óxidos de azufre; HCl = ácido clorhídrico; COV = compuestos orgánicos volátiles.

Es probable que una carga elevada sea la única manera eficaz de alcanzar una reducción considerable. En cinco o seis años, el sistema sueco verificó la reducción de más del 30%, comenzando por un nivel que ya era bajo porque el país llevaba muchos años luchando contra los precursores de la lluvia ácida. Los niveles de impuestos más bajos tendrían un efecto menor, pero utilizar la recaudación para subsidiar equipo de mitigación (como en el sistema francés) también debería de reducir las emisiones. Sin embargo, en Suecia, el monitoreo continuo indica que la mera instalación de equipo generalmente no tiene un efecto sobre las emisiones tan grande como debería según las proyecciones de ingeniería. Para realizar la reducción potencial de emisiones, las compañías debieron experimentar con ajustes operativos, lo cual es posible solamente si hay un monitoreo continuo y si los operarios de las plantas pueden aspirar a obtener incentivos (como permisos o cargas basadas en mediciones de las emisiones reales).

## Reforma fiscal verde en Suecia y Alemania

La reforma fiscal verde se ha convertido en un tema popular en Europa<sup>9</sup>. La idea es usar impuestos ambientales que de cualquier modo se necesitan para financiar una reducción en otros impuestos (más distorsionadores). Aunque la idea tiene mérito en algunos casos, ha sido sobrevendida y muy criticada (ver el Capítulo 14 sobre los dividendos dobles). Aunque los impuestos ambientales son instrumentos poderosos para resolver problemas

ambientales, no necesariamente generan el monto suficiente como para tener un impacto significativo sobre el presupuesto total u otros impuestos.

Un área en la cual se podría obtener una recaudación significativa es el gravamen de los proveedores de electricidad o sus problemas ambientales asociados. Dos países que han emprendido algunos pasos modestos hacia lo que podríamos llamar “reforma fiscal verde” son Suecia y Alemania, que han tratado de introducir los impuestos energéticos como parte de una reforma fiscal más amplia. Queda mucho por hacer, porque los sistemas fiscales están lejos de ser satisfactorios con respecto a los parámetros ambientales involucrados. Muchos aspectos ambientales son complicados, y el daño ambiental exacto depende de muchos detalles locales (ver Capítulo 4). Otros problemas son globales (o regionales), y por lo tanto los impuestos nacionales están en el nivel de acción equivocado. La reforma enfrenta una resistencia considerable que adopta la forma de problemas legales e intereses especiales de proveedores de energía, clientes y organizaciones comerciales, entre otros.

### *Suecia*

Durante los últimos cincuenta años, Suecia ha sido uno de los países más ambiciosos en términos de financiar el bienestar a través de impuestos. Los impuestos sobre la renta han sido bastante progresivos, lo cual implica que la tasa impositiva era mucho más elevada para los ingresos más altos. Como la ley establece tasas impositivas con respecto a niveles nominales de ingreso, la alta inflación de los 70 creó una situación en la cual las tasas impositivas marginales para los ingresos ordinarios alcanzaron niveles que originalmente estaban dirigidos hacia los ingresos más altos (más del 80%). Con la liberalización de los mercados laborales y financieros de los 80, el sistema se volvió insostenible. La reforma fiscal de 1991 resultó en una reducción considerable de los impuestos sobre la renta y así ofreció una oportunidad política para que el gobierno aumentara los impuestos energéticos, porque esta era una manera más o menos popular de limitar el déficit presupuestario.

En principio, este aumento afectó a todos los consumidores de energía: hogares, comercio e industria. Sin embargo, hay varias excepciones que datan de una ley sobre reducción de impuestos de 1974, cuyo propósito principal era asegurar que los productores suecos no estuvieran en desventaja frente a competidores internacionales sometidos a impuestos más bajos. La ley aplicaba principalmente a ciertas industrias con un uso muy intensivo de energía y al sector hortícola. Las empresas que utilizaban mucha energía, con impuestos energéticos de más del 1,7% del valor total de la producción (o de una sola línea de producción) podían solicitar un tope de impuestos de 1,7%; el sector hortícola tenía reglas especiales y pagaba solamente un 15% de los impuestos de energía y carbono. El número de compañías industriales que recibían concesiones de acuerdo con esta regla varió entre 100 y 150 entre 1978 y 1990. Hacia el final de dicho periodo, el valor de las reducciones de impuestos fue de cerca de US\$ 100 millones. Aunque este monto no constituye en sí mismo una fracción grande de los impuestos energéticos totales, sí desempeñó un papel significativo en varios aspectos.

**Cuadro 24-5. Impuestos energéticos y al CO<sub>2</sub> para algunos combustibles, 1990, 1991 y 1993**

Combustible	1990	1991	1993		
	Total	Total	Energía	Carbono	Total
Gasoil (m <sup>3</sup> )	1078	1260	0/5-540 <sup>a</sup>	230/920	230/1460
Carbón (toneladas)	460	850	0/230	200/800	200/1030
Gas natural (1000 m <sup>3</sup> )	350	710	0/175	170/680	170/855
GLP (toneladas)	210	855	0/105	240/960	240/1065
Electricidad (mWh)	70/92	50/72	0/35-85 <sup>a</sup>	0	0/35-85

Notas: GLP = gas licuado de petróleo; cuando se proporcionan dos valores, el primero aplica a los usuarios industriales y el segundo a todos los demás. El impuesto al valor agregado y el impuesto selectivo al consumo sobre el azufre, la energía nuclear y la gasolina son adicionales. La turba, los desechos y los biocombustibles no pagan impuestos al carbono o energéticos. Todos los impuestos están en SKr (1 SKr = US\$ 0,10).

<sup>a</sup> Los impuestos energéticos para el diésel se diferencian por clase ambiental: 5 para la Clase I, 290 para Clase II y 540 para Clase III (ver Capítulo 22). Los impuestos a la electricidad también se diferencian.

La concesión pudo haber sido, en algunos casos, una contribución decisiva para una empresa individual. Esta concesión era otorgada no por las autoridades fiscales para toda una rama sino por el gobierno para una compañía específica, por un año a la vez. Este arreglo no solo era poco práctico, anacrónico y caro, sino también sujeto a sospechas de nepotismo y corrupción. En un contexto internacional, estas concesiones fiscales se podrían considerar como subsidios ilegales y utilizar como un argumento por parte de competidores extranjeros en busca de sanciones, cuotas o tarifas. Previendo la necesidad de armonizar con la legislación de la Comunidad Europea, el gobierno designó un Comité de Impuestos sobre la Energía Industrial (SOU 1991).

Para evitar formalmente los subsidios para algunas compañías (debido a los acuerdos comerciales), se cambió el sistema completo de impuestos energéticos. El efecto irónico es que, como medio para abolir las "excepciones" al impuesto, *todo* el impuesto energético se redujo considerablemente para toda la industria (pero no los hogares). El argumento principal era el riesgo de una desventaja competitiva para las industrias suecas que hacen un uso intensivo de la energía. Aparentemente, este caso ilustra la gran presión que es capaz de ejercer la industria en esta área<sup>10</sup>.

La reforma fiscal final a partir de 1993 condujo a una exención total de todos los impuestos energéticos para la industria y de un 75% del impuesto al dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) para todas las actividades industriales y hortícolas. Este corte fue financiado por aumentos adicionales en los impuestos energéticos para los consumidores privados, particularmente en el impuesto al carbono (que aumentó de 250 a 320 SKr/tonelada de CO<sub>2</sub>) y el impuesto general a la electricidad (13 SKr adicionales por mWh). De este modo, la industria debía pagar 80 SKr/tonelada de CO<sub>2</sub>, que es más de lo que se paga en otros países pero mucho menos que en 1991. Estos cambios resultaron en impuestos mucho más elevados para los consumidores privados (Cuadro 24-5). En 1997, el Reporte Fiscal Verde, una investigación parlamentaria más, criticó severamente la ausencia de lógica en los impuestos energéticos y sugirió un sistema de niveles de impuestos moti-

vados ambientalmente, pero este no ha sido implementado (SOU 1997; ver también el Capítulo 22 sobre el gravamen de combustibles limpios).

Hoy en día, cuando consumidores y productores en Suecia (al igual que en muchos otros países) compran el mismo gasóleo o diésel, pagan precios completamente diferentes. Esta situación conduce a incentivos considerables para la evasión fiscal por parte de los consumidores de diésel y a la necesidad de arreglos especiales, como los aditivos de colores para distinguir uno de otro. La evidencia anecdótica señala que algunos usuarios han desarrollado alergias al aditivo verde, lo cual provee un incentivo adicional (o quizás una excusa) para utilizar el gasóleo, que es mucho más barato.

### **Alemania<sup>11</sup>**

Dado que hay alguna resistencia a la legislación ambiental de la UE (en particular por parte de los países del sur de Europa), las naciones más proactivas toman decisiones unilaterales. Este comportamiento plantea algunos dilemas relacionados con la competitividad, en particular en las economías pequeñas y abiertas. En Alemania, esto se evidenció en la propuesta de la coalición del partido social demócrata y los verdes para una reforma fiscal verde en noviembre de 1998, que tenía una lista extensa y detallada de industrias que podían estar exentas del impuesto nuevo (Deutscher Bundestag 1998, 5). Esta lista incluía varios tipos de vidrio, cemento, acero, aluminio, fertilizante y otras industrias que consumen mucha energía. Estas industrias son las más afectadas, pero tienen que serlo (tanto en su elección de tecnología como en su contribución a la producción total de la economía) para que la política rinda el efecto deseado<sup>12</sup>. Las exenciones de este tipo contrastan con el pensamiento actual sobre políticas públicas, que trata de promover la transparencia y la homogeneidad de las reglas. La ley final, aprobada en 1999, no incluyó exenciones. En su lugar, los aumentos propuestos se redujeron drásticamente para todas las industrias, que de hecho pagan solamente un 20% de los impuestos energéticos ver-

### **Recuadro 24-1. Reglas comerciales de la UE e impuestos ambientales domésticos**

Finlandia trató de establecer un impuesto ambiental sobre la electricidad importada equivalente a la tasa promedio de impuestos sobre la electricidad nacional. Esta práctica fue interrumpida por la Corte de Justicia de la UE (Corte de Justicia 1998):

El primer párrafo del Artículo 95 del Tratado de la CE excluye el gravamen de un impuesto selectivo al consumo que forme parte de un sistema nacional de impuestos sobre fuentes de energía, sobre electricidad de origen nacional a tasas que pueden variar según su método de producción mientras se grave también la electricidad importada, cualquiera que sea su método de producción, a una tarifa fija que, aunque más baja que la tasa más lata aplicable a la electricidad de origen nacional, conduce, aunque solo sea en algunos casos, a impuestos más elevados sobre la electricidad importada.

Esta regla imposibilita impuestos ambientales más bajos para opciones ecológicamente menos dañinas, como la energía solar y eólica.

des que pesan sobre otros contribuyentes (como los hogares). El resultado es un tanto similar a la reducción en los impuestos energéticos suecos descrita anteriormente.

Una de las áreas más controvertidas para el impuesto alemán era el gravamen de la electricidad. El impuesto general sobre la electricidad es ahora de unos US\$ 10/mWh. En un principio, el impuesto se iba a diferenciar por tipo de producción de electricidad, para favorecer los medios ecológicamente sostenibles de generación eléctrica. La propuesta enfrentó problemas relacionados con la desregulación comercial dentro de la UE. La legislación no permite que los impuestos sobre la electricidad importada sean mayores al impuesto más bajo que se aplica dentro del país (ver Recuadro 24-1), lo cual impide diferenciar los impuestos sobre la electricidad según su fuente de producción<sup>13</sup>. Como la red eléctrica europea se está integrando física y legalmente, dificulta el gravamen nacional de energía con fines ambientales. Gravar insumos como el carbón o el petróleo habría sido una opción en el nivel nacional, pero técnicamente esto significa que el impuesto directo sobre la electricidad es de cero. Como resultado, la electricidad importada también debe estar libre de impuestos, incluso si se produce de manera contaminante. Si esta contaminación es transfronteriza, el país importador puede verse afectado por la contaminación sin poder hacer algo al respecto.

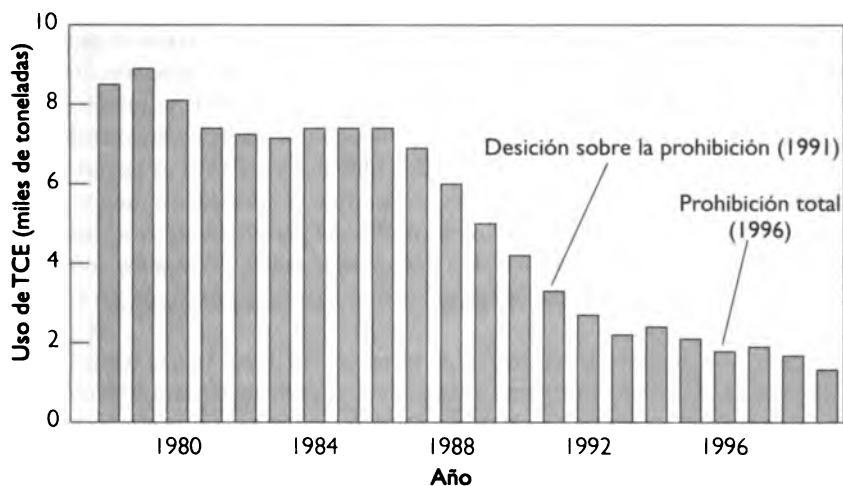
Otro caso interesante es el KohlePfennig, un subsidio cruzado directo a la industria del carbón, eliminado en 1997. Antes de esa fecha, una tarifa eléctrica dedicada subsidiaba la producción nacional de carbón (además, las regulaciones requerían que los generadores de electricidad y los productores de acero alemanes utilizaran una cuota mínima de carbón nacional). Dicha tarifa fue eliminada porque la constitución alemana no permite este tipo de asignación previa. Los impuestos tienen propósitos generales, y el Bundestag debe tener la capacidad de asignar los recursos donde lo desee<sup>14</sup>. En su lugar, hoy en día se entregan subsidios anuales directos y abiertos a la industria del carbón.

## La prohibición comparada con otras políticas: el tricloroetileno<sup>15</sup>

### *Antecedentes*

Los hidrocarburos clorados (o halogenados) son buenos solventes para desgrasar y limpiar en seco; son químicamente activos y disuelven las grasas (incluyendo las que protegen las células nerviosas). Estas propiedades han hecho que el uso de dichos solventes sea controversial desde que se descubrieron sus problemas ambientales y riesgos para salud. Muchos compuestos de hidrocarburos clorados o halogenados son peligrosos o tóxicos, directa o indirectamente (p. ej., pueden formar dioxinas extremadamente tóxicas cuando se queman), como en el caso del efecto de los clorofluorocarbonos (CFC) sobre la capa de ozono. En esta sección, examinaremos la prohibición como un instrumento de política en Suecia para uno de esos solventes, el tricloroetileno (TCE), y la compararemos brevemente con las políticas en otros dos países: Noruega, donde su uso es gravado, y Alemania, donde está estrictamente regulado.

El desgrase es común en la industria metalera. Tan pronto se procesa un objeto, las superficies se engrasan para evitar la corrosión. Luego, se deben desgrasar para llevar a cabo otros



**Figura 24-2. Uso de TCE en Suecia, 1978-1999**

Fuente: Naturvårdsverket (la Agencia de Protección Ambiental sueca).

procesos, como soldar, laquear, armar y entregar. Los aspectos de salud y medio ambiente relacionados con estos químicos son complicados, y las prioridades cambian con el conocimiento. Esta naturaleza cambiante plantea retos para el diseño de instrumentos de política. Durante algún tiempo antes de que se descubriera el daño a la capa de ozono, se introdujeron varias sustancias dañinas para esta (como los CFC) como sustitutas de otros tipos de solventes clorados porque eran menos nocivas para la salud humana. Después de la eliminación de los CFC, se volvió a utilizar el TCE, el percloroetileno (PER) y el diclorometano. Otras alternativas a los solventes clorados en el desgrase de metales son los procesos de agua alcalina y los aceites minerales poco aromáticos.

### **Suecia**

El PER es químicamente cercano al TCE y se utiliza sobre todo en la limpieza en seco. La única regulación del PER en Suecia es un límite de exposición máxima en el lugar de trabajo de 10 partes por millón. Aunque el PER no está prohibido, su uso se ha reducido en un 85% de 1988 a 1995, principalmente debido a la transición de la limpieza en seco en sistemas abiertos a cerrados. Sin embargo, todavía existen algunos sistemas abiertos y, según la SEPA (1997), muchos de ellos reciben poco mantenimiento y presentan emisiones altas. Solo el 20% de las máquinas abiertas tienen filtros de carbono, y se podrían alcanzar reducciones significativas a un costo bajo (23-47 SKr/kg). Como muchos servicios de limpieza en seco se ubican en edificios de apartamentos, el riesgo de exposición es relativamente alto. Paradójicamente, se prohíbe el uso de TCE, pero no de PER.

En 1991, el Parlamento sueco aprobó una ley que prohíbe el uso profesional de TCE y diclorometano, efectiva a partir del 1 de enero de 1996. El uso de TCE en productos de consumo se prohibió a partir de 1993. Una prohibición total de todos los usos parece

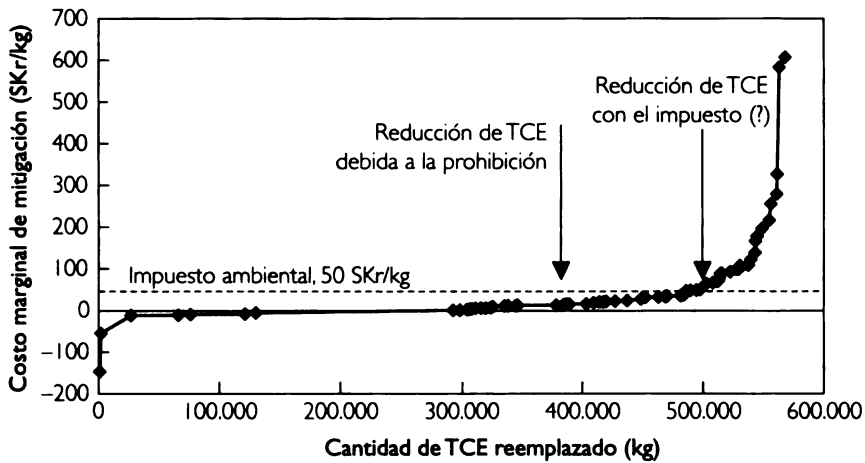
ser un instrumento poderoso pero no ha sido del todo eficaz. La razón es que precisamente en su fortaleza radica su debilidad: la prohibición crea una oposición fuerte entre los usuarios que encuentran especialmente difícil remplazar el TCE, o que simplemente desapruaban el momento o el método. La prohibición ha sido controversial también porque la evidencia de la toxicidad o peligros ambientales del TCE es menos clara que para otros solventes. El TCE se prefería a veces porque se consideraba menos peligroso que otras opciones, como los CFC o los derivados del petróleo muy aromáticos (p. ej., a principio de los 80, la fábrica SKF de Gotemburgo utilizó 3000-4000 toneladas de TCE por año —la mitad del consumo total sueco— como sustituto de los CFC y los derivados muy aromáticos).

La Figura 24-2 muestra la reducción en el uso de TCE en Suecia hasta 1999, tres años después de su prohibición. Para cuando esta se decidió, el consumo ya se había reducido de casi 9000 hasta cerca de 3000 toneladas/año. Dicha reducción pudo deberse en parte a la prohibición, porque la industria pudo haber observado el proceso de la legislación y disminuido el empleo de TCE anticipándose a su prohibición. Por otro lado, varios países han experimentado disminuciones semejantes. A finales de los 80, las industrias grandes enfrentaron estándares de emisión más estrictos, lo cual las motivó a sustituir tecnologías y solventes, o a adoptar sistemas cerrados y filtros de carbono.

SKF presenta un estudio de caso interesante no solo por el tamaño de la compañía y su uso intensivo de solventes, sino también porque sus demandas de precisión son particularmente estrictas. Cuando se eliminan las gotas de agua de los rodamientos, SKF requiere la eliminación de toda el agua en 30 segundos; transcurrido ese plazo, la corrosión se torna inaceptable. Si SKF puede eliminar el uso de TCE, entonces la mayoría de las industrias también pueden hacerlo. La reducción del TCE en SKF fue motivada por dos factores: las demandas de los sindicatos en relación con el ambiente laboral, y los requisitos de la SEPA. Se le ordenó a SKF reducir las emisiones de 250 a 15 toneladas/año e instalar rápidamente filtros de carbono. La instalación por sí sola condujo a una reducción de dos tercios, hasta cerca de 80 toneladas/año. Las reducciones adicionales requirieron de cambios en los procesos. Se instaló un nuevo proceso de desgrase que utiliza agua y aceites poco aromáticos; además, se combinaron nuevas rutinas de empaque y almacenaje con el uso de aceites más livianos para conservar los rodamientos, en lugar de cera. Por último, solo se utilizaron cantidades pequeñas de TCE, de modo que los costos de mantenimiento de las instalaciones para el manejo, almacenamiento y filtrado se volvieron demasiado elevados. SKF percibió además los beneficios potenciales de una imagen ambientalista derivada de una actitud proactiva (en lugar de reaccionar pasivamente a las instrucciones de la SEPA) y de estandarizar los procesos en sus distintas facilidades. La compañía decidió por lo tanto eliminar todo uso de TCE en todas sus plantas, en Suecia y el exterior, incluso si las autoridades locales no lo requirieran. Esta decisión constituye un ejemplo de los efectos internacionales de los estándares ambientales nacionales.

La prohibición sueca del TCE también enfrentó protestas y una oposición férrea; se escribieron peticiones y muchas compañías combatieron la decisión en las cortes. Aquí se resumen solo algunos de los casos más sobresalientes. En 1994, 39 empresas redactaron una carta abierta al primer ministro, donde afirmaban que la prohibición estaba mal mo-





**Figura 24-3. Costo marginal de la mitigación y efectos del impuesto comparados con la prohibición de TCE en Suecia**

Nota: SKr = corona sueca (1 SKr = US\$ 0,10).

Fuente: datos de Slunge y Sterner 2001.

tivada y debía retirarse. Llegaron a decir que su competitividad se veía amenazada y que tendrían que reubicarse en el exterior si la prohibición entraba en vigor. En entrevistas posteriores, varios representantes de las compañías reconocieron que habían exagerado sus puntos. La mayoría de ellas sí dejaron de utilizar TCE y ninguna se mudó. Sin embargo, el tono de la carta reflejaba un resentimiento profundo.

Durante el primer año (1996), cerca de 500 compañías recibieron dispensas; sin embargo, después de esa fecha, solamente las compañías en capacidad de demostrar que estaban llevando a cabo esfuerzos ingentes para sustituir el TCE recibían la exención. Las firmas exentas también pagaban una cuota de 150 SKr/kilogramo, que no era solamente un impuesto ambiental sino que estaba dirigida a borrar cualquier desventaja injusta que pudiera padecer una compañía obediente de la ley frente a sus competidores desobedientes. Cientos de compañías siguieron solicitando la exención y, cuando se las rechazaba, apelaban la decisión. La corte de Estocolmo revirtió la decisión de la SEPA, y varias rondas adicionales de apelaciones prosiguieron hacia cortes con más autoridad.

Los Países Bajos, el Reino Unido y la Comisión Europea también empezaron a criticar la prohibición sueca. Suecia carecía de producción nacional de TCE, y por tanto la prohibición constituía una barrera al comercio de este producto. El caso de una compañía, Toolex, fue referido por una corte sueca a la Corte Europea de Justicia (Caso C-473/98) para determinar si la prohibición sueca estaba en desacuerdo con el libre tránsito de bienes. Mientras tanto, la agencia inspectora de químicos (Kemikalieinspektionen) modificó sus reglas para la exención, abandonando el requisito de un plan de eliminación y descartando la cuota, porque la Comisión Europea las consideraba "desproporcionadas" frente al daño ambiental. El único requisito que permaneció para

la exención fue que la compañía buscara de manera activa otras alternativas y evitara la exposición dañina. Varios principios interesantes de la ley europea subyacen este caso. El 11 de julio del 2000, la corte dictaminó que la prohibición sueca no iba en contra de la legislación europea en materia de libre tránsito de bienes. El razonamiento que justificó la decisión fue el siguiente:

- La base de la prohibición es la preocupación por la salud y el ambiente.
- La Unión Europea ha clasificado el TCE como sustancia tóxica y carcinógena.
- Los países miembros tienen el derecho de establecer legislación ambiental más estricta<sup>16</sup>.
- No hay base alguna para suponer que la prohibición estuvo motivada por un intento de impedir el comercio.
- Existen posibilidades razonables de obtener una dispensa.

Por lo tanto, podríamos concluir, exagerando un poco, que la prohibición fue aceptada porque fue debilitada por estándares más relajados para obtener la dispensa.

Para discutir instrumentos de política alternativos, hay que conocer la estructura de los costos de mitigación. Se compilaron estimados para todas las industrias que utilizan TCE, con base en las solicitudes de exención y entrevistas (Slunge y Sterner 2001), como ilustra la Figura 24-3. En la mayoría de los casos, la sustitución de TCE es relativamente barata, pero podría ser cara en circunstancias especiales: si una empresa dada carece de espacio (el equipo a base de agua es especialmente grande), tiempo, o fondos (es decir, problemas de liquidez o dificultades para obtener un préstamo para este tipo de inversión). Además, en las empresas pequeñas, todo el personal puede ser “esencial”, e incluso una semana perdida en “asuntos tangenciales” como el desgrase puede acarrear un costo significativo quizás difícil de cuantificar, pero que puede verse reflejado en una oposición a la prohibición. Requerir que las empresas cumplan rápidamente también puede exacerbar los costos (ver Capítulo 12).

Resulta difícil distinguir entre las empresas que están fingiendo de aquellas que realmente enfrentan dificultades para cumplir. Las compañías que enfrentan restricciones ambientales fuertes suelen protestar que los requisitos son demasiado severos, pero a veces encuentran que no es tan difícil hacer el cambio, e incluso podrían descubrir que los procesos nuevos son más baratos (ver la hipótesis de Porter en el Capítulo 17).

¿Es la prohibición un buen instrumento de política en este caso? Un razonamiento tradicional de “*P*-vs.-*Q*” sugiere que si el costo marginal de mitigación es empinado cerca del límite cero (y la curva de daño no lo es tanto), entonces los impuestos (u otro instrumento tipo precio) sería preferible (Weitzman 1974). Si se espera que el progreso tecnológico sea veloz pero distribuido de manera dispareja entre áreas específicas de aplicación, entonces esta preferencia por los impuestos se vería fortalecida por consideraciones de eficiencia dinámica (ver Capítulos 12 y 13). Cuando la regulación es el instrumento utilizado, la compañía tiene un incentivo mayor para sobrestimar los costos de mitigación que cuando se utilizan los impuestos (ver Capítulo 13).

La Figura 24-3 muestra que una gran proporción de las emisiones tiene un costo marginal de mitigación bajo. Algunos de los estimados altos pueden ser exagerados por razones tácticas, pero al menos un 90% de la mitigación se habría alcanzado con una

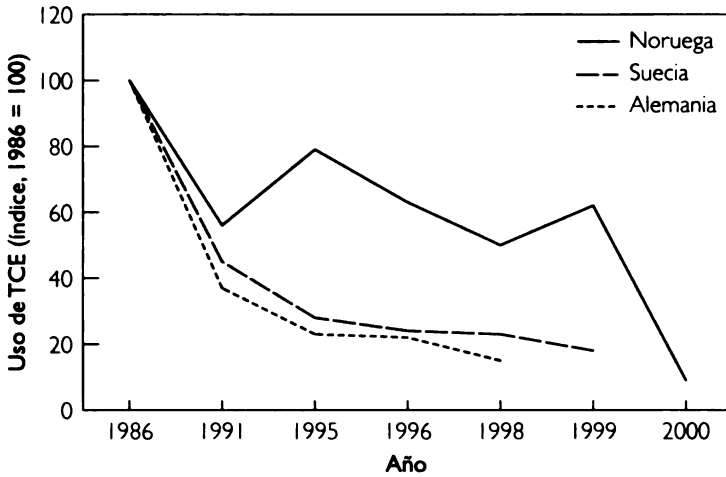


Figura 24-4. *Uso de TCE en Noruega, Suecia y Alemania*

carga ambiental de 50 SKr (cerca de US\$ 5) por kilogramo. La reducción con la prohibición no ha alcanzado un 90%. Un aumento a una carga más alta no habría tenido mucho efecto porque los costos de mitigación aumentan dramáticamente hacia el final.

### *Noruega*

Desde el 2000, Noruega ha gravado el TCE y el PER a una tasa de 50 coronas noruegas o US\$ 6/kilogramo. Esto conlleva elevar el precio de mercado en unas cinco veces y se puede asumir que tiene un efecto considerable, como sugieren mis consultas a las empresas. El sector industrial no está entusiasmado pero se somete al gravamen y parece apreciar que el impuesto le brinda una mayor flexibilidad que una prohibición. Este impuesto es tan nuevo que todavía no podemos evaluar sus efectos. Sin embargo, los datos para el 2000 indican una disminución drástica en el uso de TCE de más del 80%. Aun si hubiese cierto aumento en 1999 (atribuible al acaparamiento pre-impuesto), la cuota parece haber sido eficaz.

La cuota tiene las características parciales de un depósito-reembolso porque la mitad de ella se reembolsa frente a la entrega de sedimento con TCE para su tratamiento. Este rasgo reduce los pagos netos de la industria al estado, lo cual aminora la resistencia política. Asimismo, se dirige específicamente a las emisiones en lugar de al uso, lo cual torna atractivos los sistemas cerrados. Dado que las emisiones causan problemas ambientales y de salud, el enfoque parece lógico. Los ingresos derivados de las cuotas también se podrían haber utilizado para apoyar la investigación sobre métodos alternativos de desgrase o incluso ofrecer préstamos en términos favorables para casos especiales. Esta alternativa contradice los argumentos usuales de la economía pública en contra de la asignación previa de fondos, pero estos fondos son tanto menores como transitorios. El interés para la hacienda tiene que ser mínimo, y el aspecto importante desde el punto de

vista política es obtener el apoyo y la comprensión de —y, de preferencia, la asociación con— el sector industrial involucrado para evitar el tipo de confrontación provocado por la prohibición sueca.

### *Alemania versus Suecia y Noruega*

La prohibición sueca del TCE no ha sido completamente eficaz. Las batallas legales resultaron costosas, y la SEPA perdió parte de su prestigio frente a las compañías que, de buena fe, acataban las regulaciones para luego enterarse de que sus esfuerzos eran “innecesarios” y sus competidores no tenían que pagar siquiera cuotas ambientales o compensatorias. La prohibición solo debería usarse en casos muy claros (donde se dirige específicamente al daño ambiental o a la salud o la opinión internacional está mejor coordinada).

Otras opciones de política que vale la pena considerar son los requisitos más estrictos sobre las emisiones, un esquema de depósito-reembolso, y cargas ambientales especiales distintas de los impuestos. Alemania carece de impuestos o prohibiciones; en su lugar, tiene requerimientos tecnológicos estrictos en relación con las emisiones. Este enfoque ha llevado a una reducción en el TCE mucho más rápida que el promedio europeo, e incluso más rápida que en Suecia (Figura 24-4).

Probablemente la SEPA hubiera sido más exitosa con una cuota, como en Noruega, aunque quizás aplicada a un rango más amplio de químicos. Si lo recaudado hubiese sido asignado para iniciativas de colaboración ambiental con la industria, los resultados habrían sido aún mejores.

La conclusión debe verse también en el contexto más amplio de todos los riesgos químicos. Resultaría imposible para los sistemas legales o administrativos manejar conflictos tan complicados, costosos y demorados como los que se presentarían para cada sustancia química, y varios miles de químicos industriales son tan peligrosos como (o más que) el TCE. Por tradición, la regulación de las sustancias químicas ha sufrido un sesgo de fuente nueva porque los químicos nuevos deben atravesar pruebas complicadas y barreras administrativas para ser registrados, mientras que los químicos más viejos se siguen utilizando por *default* (la gasolina es un ejemplo de esto: algunos de sus ingredientes, como el benceno, son extremadamente tóxicos y carcinogénicos).

En una revisión reciente de su estrategia en cuanto a químicos, la UE ha comenzado a discutir una reforma de la manera en la cual se prueban estas sustancias, lo cual significa que serían clasificadas según el nivel de riesgo que presentan. Para los más peligrosos (carcinógenos, mutágenos o acumulativos), los requisitos de las pruebas serán más estrictos y la responsabilidad será adjudicada a sus productores e importadores.

## **Responsabilidad y Superfondo<sup>17</sup>**

Otra área que involucra el manejo de materiales peligrosos es cómo disponer de los desechos químicos muy tóxicos. Un sitio de desechos peligrosos que se ha vuelto famoso

se conoce como Love Canal, un poco más arriba de las cataratas del Niágara, en el estado de Nueva York. En la década de 1890 se esperaba que la localidad sería un camino alternativo al Río Niágara; sin embargo, el canal nunca se finalizó y más adelante el terreno se vendió para usarse como relleno sanitario de químicos. Entre 1942 y 1953, las compañías depositaron cerca de 21 mil toneladas de químicos tóxicos en el lugar.

El sitio se tapó con tierra y arcilla en 1953 y fue vendido a la ciudad de Niagara Falls. En 1955, se construyó una escuela en el lugar; con el tiempo, también se edificaron casas. Finalmente, la contaminación escondida comenzó a filtrarse: el agua se contaminó y los malos olores permearon el área. Los estudios indican que muchos químicos tóxicos migraron hacia áreas vecinas; la escorrentía de Love Canal se escurre hacia el Río Niágara 2,8 millas río arriba de los túneles de entrada de la planta de tratamiento de aguas de Niagara Falls, que sirve a cerca de 77 mil personas. Los residentes sufrieron un aumento estadísticamente significativo en las enfermedades relacionadas con la contaminación y otras complicaciones médicas (p. ej., un 47% de mayor incidencia de problemas serios con el embarazo).

En 1978, 200 casas más cercanas al sitio fueron adquiridas por el estado, y en 1979 se evacuaron 700 residentes más. Entre 1977 y 1980, el estado de Nueva York y el gobierno federal invirtieron cerca de US\$ 45 millones en el sitio: 30 millones en reubicar a sus habitantes y realizarles exámenes de salud, 11 millones en estudios ambientales y 4 millones en un subsidio para construir un sistema de recolección y tratamiento de las filtraciones. Finalmente, la EPA puso una demanda por US\$ 125 millones, y las demandas privadas alcanzaron los US\$ 14 billones. El área ha sido acordonada, la arcilla se ha cubierto con una tapa impermeable y la escuela se ha demolido. La historia atrajo la atención estadounidense hacia los peligros “escondidos” de los sitios que han sido utilizados para desechos y llevó a la creación del Superfondo.

El Acta de Respuesta Ambiental Comprensiva, Compensación y Responsabilidad (CERCLA, por sus siglas en inglés, conocida como “Superfondo”) fue aprobada por el Congreso estadounidense en diciembre de 1980. Autorizó un impuesto sobre las industrias químicas y petroleras cuyos fondos se utilizarían para la limpieza de sustancias peligrosas que amenacen la salud o el medio ambiente. En sus primeros cinco años, se recaudó más de un billón de dólares. La ley fue enmendada varias veces, y para 1995 se habían recaudado US\$ 11 billones. Para finales del 2000, 757 sitios del Superfondo se habían clasificado como Construcción Concluida; esto es, se había completado toda la construcción física en ellos (US EPA 2002c). Más de 40 mil sitios se habían evaluado y más de mil tenían aprobados los planes de limpieza final. La EPA trata de recuperar los costos de limpieza de las partes responsables, y en lo que lleva de existencia el Superfondo ha logrado acuerdos extrajudiciales con los contaminadores que suman más de US\$ 16 billones. CERCLA estipula una responsabilidad estricta y retroactiva, solidaria y mancomunada.

Rastrear la causalidad y la responsabilidad en el caso de los daños al ecosistema o la salud ocasionados por desechos peligrosos es una tarea complicada. Los procesos tecnológicos y los aspectos involucrados son complejos, y los períodos de tiempo suelen ser largos. El hecho de que la responsabilidad sea estricta y retroactiva facilita en alguna medida la posibilidad de establecer demandas, aunque muchas de las com-

## Recuadro 24-2. Demandas legales por efectos sobre la salud

Miles de casos de litigación ambiental demuestran la importancia de la responsabilidad ambiental en Estado Unidos. En un caso, la compañía Pneumo Abex reciclaba equipo ferroviario para una fundición en Portsmouth, Virginia (comunicación personal confidencial, 2 de mayo de 1999). El metal contenía plomo, que fue removido del lugar de trabajo para proteger a los trabajadores pero, durante décadas, la compañía simplemente arrojaba los filtros con plomo en un campo sin cercar contiguo a la fábrica. El sitio estaba al lado de viviendas de escasos recursos construidas en los 60 (sin pintura con plomo porque los peligros de esta sustancia ya estaban bien establecidos). Con el tiempo, el sedimento con plomo se filtró en el campo donde jugaban los niños.

Más de una docena de niños de las viviendas sufrieron un envenenamiento severo con plomo, y muchos más fueron afectados en un menor grado. Sus familias demandaron a Pneumo Abex por negligencia, argumentando que el plomo ocasionó enfermedades, redujo su CI y por lo tanto disminuyó sus ganancias futuras. La compañía logró un arreglo extrajudicial, y aunque no los montos no están disponibles al público, en este tipo de juicios es común que la corte asigne compensaciones de uno o varios cientos de miles de dólares por víctima.

La idea de demandar empresas parece estar en expansión internacional. En el momento de escribir este libro, la British Geological Survey estaba siendo demandada (en una de las demandas más grandes de la historia) por no hacer pruebas de arsénico cuando fue contratada por la UK Overseas Development Administration para investigar la factibilidad de excavar pozos de agua potable en Bangladesh en 1992. Esta agua es la causante de millones de casos de envenenamiento por arsénico que afligen a la población de ese país (Clarke 2001; BGS 2001).

pañías responsables podrían haber cesado de existir. La responsabilidad solidaria y mancomunada significa que cualquiera de las compañías involucradas en la creación del daño puede ser demandada por los daños totales. La compañía propietaria del botaladero puede haber desaparecido, por ejemplo, y las compañías que transportaban sus bienes pueden haber sido pequeñas, pero queda el recurso de demandar una compañía química grande que hubiera utilizado el sitio; por ejemplo, una que tenga muchos recursos o se preocupe por su reputación. La compañía demandada tiene derecho de tratar de recuperar parte de sus costos de las demás partes responsables, pero esta situación difiere mucho de una donde la parte ofendida tenga que recuperar sus costos a partir de múltiples partes.

Se pueden aprender varias lecciones del Superfondo y la experiencia de otros países. Primero, la eliminación ilegal de desechos no es ni siquiera una solución de corto plazo. Puede hacerse para evitar los costos de eliminación, o por ignorancia, o porque la tecnología disponible no ofrece medios sencillos de evitar la creación o destrucción de desechos. Los decisores pueden desconocer qué tan peligrosos son o pueden llegar a ser los desechos<sup>18</sup>. Este punto es casi obvio cuando consideramos en retrospectiva casos como el de Love Canal, pero vale también para decisiones tomadas hoy en día, donde quizás no resulta tan evidente. Quizás la lección más general es el valor del principio precautorio y de no ser demasiado cortoplacista. Cuál instrumento elegir es una pregunta más difícil de responder, pero podemos adelantar algunos comentarios tentativos:

- La regulación puede ser inadecuada en el caso de las políticas de desechos peligrosos, en parte debido al conocimiento limitado, que torna importante la precaución. La responsabilidad y el riesgo de demandas (suponiendo el funcionamiento de instituciones judiciales) pueden ser herramientas de política poderosas porque internalizan en parte el riesgo implícito en el conocimiento incompleto. Para hacerlo, la responsabilidad debe ser estricta y retroactiva, así como solidaria y mancomunada. En países con instituciones débiles, algunos agentes (incluyendo empresas extranjeras) pueden descontar el riesgo de ser aprehendidas. Sin embargo, en Estados Unidos la litigación es común (ver Recuadro 24-2).
- Los instrumentos de mercado como los impuestos, cargas y permisos pueden ser aun más difíciles de utilizar que los estándares. Dado que la contaminación por químicos es a menudo compleja y poco conocida, es probable que la sociedad no pueda cuantificar de forma correcta y suficiente los parámetros relevantes para este tipo de instrumentos antes de que sus efectos sean aparentes. Más aun, es difícil cambiar rápidamente los impuestos. El tratamiento y la eliminación responsable de los desechos deben ser razonables desde el punto de vista económico de las empresas. Los impuestos o las cuotas pueden desempeñar un papel en la creación de fondos para la investigación y el tratamiento (los fondos iniciales para el Superfondo provinieron de un impuesto a las industrias química y petrolera).
- En última instancia, el sector público es el responsable de proveer bienes públicos y por tanto de alguna forma de limpieza, en particular en los casos de contaminación histórica donde el contaminador no se puede responsabilizar o ya no existe. El sector público puede tratar de evitar los costos requiriendo bonos de responsabilidad o algún tipo de depósito, o tratando de recuperar los costos ex post mediante una carga para toda la industria, como en el caso del Superfondo. El peso de los costos ha sido compartido de distintas maneras en los diferentes países. La limpieza en Canadá fue única en el sentido de que el gobierno federal y los de las provincias cubrieron todos los costos, mientras que en Austria, el estado y las partes responsables compartieron los costos mediante acuerdos voluntarios (Davis y Mazurek 1998). En Estados Unidos, la limpieza del Superfondo ha logrado limpiar muchos sitios pero aun así ha sido criticada como deficiente en cuanto a sus resultados ambientales y acusada de beneficiar principalmente a los abogados que litigan los casos. Sin embargo, la responsabilidad mancomunada y retroactiva conducirá a costos de transacción relativamente altos por causa de los incentivos que cada uno tiene para minimizar su cuota de los costos totales.

## Provisión de información y acuerdos voluntarios sobre las emisiones tóxicas en Estados Unidos

En esta sección, nos enfocaremos en dos proyectos: uno de provisión de información y uno de acuerdos voluntarios (AV). Están estrechamente ligados porque los AV para reducir las sustancias químicas parten directamente de la provisión de información

**Cuadro 24-6. Emisiones totales para todas las empresas en el Inventario de Emisiones de Sustancias Tóxicas**

	Emisiones totales (en millones de libras)			Reducción (%)
	1988	1995	1998	1988-1998
Número de facilidades	20.470	20.783	19.610	-4,2
Emisiones al aire	2183	1201	921	-57,8
Agua superficial	165	37	45	-72,9
Inyección al subsuelo	162	143	115	-29,3
Total de emisiones <i>in situ</i>	1968	1688	1427	-51,9
Total de emisiones	3396	1977	1857	-45,3

Fuente: US EPA 2000b.

(obligatoria). El programa Inventario de Emisiones de Sustancias Tóxicas (TRI, por sus siglas en inglés) fue implementado por el Congreso estadounidense en 1986 como parte de la Ley de Planificación de Emergencias y del Derecho de Información Comunitaria (EPCRA, por sus siglas en inglés, también relacionada con el Superfondo). Está diseñado solamente para brindarle información al público acerca de la emisión de sustancias tóxicas, cuya mayoría no está sujeta a estándares u otra regulación. La EPA ha modificado la lista de sustancias químicas mediante un proceso de petición y revisión; por ejemplo, en 1994 se agregaron 286 sustancias, con lo cual se alcanzó un total de más de 640 sustancias individuales.

El TRI estipula que las empresas con 10 o más empleados de tiempo completo que también utilicen 10 mil libras o más de uno de los químicos registrados al año o importen, procesen o fabriquen 25 mil libras o más de un químico registrado al año deben presentar un reporte anual sobre cada una de las sustancias químicas de la planta. El reporte describe la cantidad, tipo y frecuencia de las emisiones tóxicas, así como el medio hacia el cual se libera la sustancia. La información está disponible para el público y no libera a las empresas de sus obligaciones usuales de reportar las emisiones a las autoridades estatales y locales.

Para complementar y reforzar el programa TRI, la EPA inició el Programa 33/50, un ejemplo de primera de un AV (ver Capítulo 10). Fijó las metas nacionales para 17 químicos tóxicos en una reducción del 33% para 1992 y del 50% para 1995 en comparación con los niveles de 1988. Estas reducciones se alcanzarían de manera voluntaria, y el cumplimiento se mediría por los reportes del TRI. El programa enfatiza la prevención de la contaminación en lugar del control al final de la línea. La lista de invitados inicial incluía 555 compañías con emisiones sustanciales, y luego se expandió para incluir unas 5000. Al final, cerca de 1300 corporaciones aceptaron participar y reducir sus emisiones en más del 50%, un total de 757 millones de contaminantes, para 1994, un año antes de lo programado. Las emisiones totales de todas las empresas del TRI se redujeron en un 42% en 1995 y un 45% en 1998 (Cuadro 24-6).



Se pueden derivar varias conclusiones interesantes acerca de la eficacia del TRI. La revelación de la información parece ser su motor principal. Los AV pueden haber acelerado la reducción. Si las compañías participantes redujeron sus emisiones en un 50% para 1994, entonces las compañías no participantes deben haber tenido reducciones de poco más del 30%, pero es difícil separar el “efecto” del programa de AV porque existe un problema evidente de selección de la muestra (esto es, las compañías con la mitigación más sencilla tendían a participar en el programa). Otro hecho, quizás más preocupante, es que las reducciones se nivelaron tras el rápido descenso de los primeros años. Esta disminución en el ritmo podría indicar que la política funciona mejor para la mitigación de bajo costo.

Otro efecto notable es el nivel de interés despertado en las organizaciones no gubernamentales por los datos del TRI. Los grupos ambientalistas locales y los medios de comunicación lo utilizan para presionar o reportar las industrias locales. Los inversionistas y los ciudadanos comunes lo utilizan para planear la ubicación de sus inversiones, incluyendo bienes raíces. Las organizaciones como Scorecard ([www.scorecard.org](http://www.scorecard.org)) facilitan este tipo de usos al procesar los datos para tornarlos más disponibles para el usuario. Scorecard provee mapas de Estados Unidos que se pueden aumentar hasta el nivel de calle para obtener todos los datos del TRI, así como cualquier otra información en un formato relevante para la toma de decisiones local. La revelación de la información mejora el desempeño del mercado en el sentido de incorporar o internalizar información sobre los efectos ambientales (Tietenberg 1998). En términos más específicos, el acceso a la información opera los mercados de bienes, laborales, financieros y de seguros tan bien como las relaciones vecinales generales. Como muestra el Cuadro 24-6, las emisiones *in situ* han disminuido en más del 50%, y las emisiones hacia las aguas superficiales y el aire —que constituyen un tópico particularmente sensible en el ámbito de la opinión pública— se han reducido en un 73 y 58%, respectivamente.

Por último, la provisión de información puede ser un buen punto de partida para las regulaciones nuevas, quizás en áreas donde la contaminación es especialmente grave o donde los habitantes desean alcanzar ciertas metas de salud pública. La Proposición 65 de California, aprobada por voto popular en noviembre de 1986, requiere que las empresas notifiquen a todos los afectados por químicos del TRI: además de informar a la EPA, la empresa debe informar de manera proactiva a sus trabajadores, clientes y vecinos. La Proposición 65 también otorga a estos grupos más poder para demandar a las compañías de no ser notificados.

## Formulación global de políticas: protegiendo la capa de ozono

La respuesta internacional a la evidencia científica de que la capa de ozono estratosférico está siendo disminuida por emisiones antropogénicas ha sido bastante rápida. Constituye una buena ilustración del proceso de creación de derechos al medio ambiente por acuerdo internacional (descrito en los capítulos 5 y 10). Para comenzar, en 1985 varias naciones acordaron la conformación de la Convención de Viena para la Protección de la

Capa de Ozono. El Protocolo de Montreal Relativo a las Sustancias que Agotan la Capa de Ozono, que parte de la Convención de Viena, fue acordado más adelante durante ese mismo año y resultó mucho más estricto de lo que se había predicho unos meses atrás. Entró en vigor, a tiempo, el 1 de enero de 1989. Para entonces, 29 países de la Comunidad Económica Europea —que representaban cerca del 82% del consumo mundial— lo habían ratificado. Más de 170 países (incluyendo unos 130 países en desarrollo) forman parte de la Convención y el Protocolo.

Las negociaciones eran difíciles desde el punto de vista diplomático porque la distribución de ganancias y costos es dispar a pesar de la naturaleza global del problema. El ozono estratosférico (a diferencia del ozono troposférico o a nivel del suelo) cumple un papel positivo importante al absorber la mayoría de la luz solar ultravioleta dañina para la vida (UV-B), impidiendo que alcance la superficie de la Tierra. Muchos estudios experimentales de plantas y animales han demostrado los efectos dañinos de la exposición excesiva a la radiación ultravioleta. El agotamiento de la capa de ozono conduce a una mayor radiación<sup>19</sup>. El efecto se distribuye de forma desigual: es casi nulo en el Ecuador y abundante hacia los polos (que son áreas de habitantes de mayores ingresos). El efecto de una radiación moderada será sobre todo un aumento en la incidencia de cáncer de piel para las personas de piel clara y es por tanto un problema médico que afecta a personas blancas y ricas con vidas lo suficientemente largas como para preocuparse por el cáncer. Para las personas de tez más oscura en países donde grandes porcentajes de niños perecen por diarrea, los problemas sanitarios como el acceso a agua potable y refrigeración son mucho más importantes. Si los beneficios se distribuyen de manera desigual para aventajar a los ricos, desafortunadamente ocurre lo contrario con los costos, porque los más pobres se ven obligados a pagar más por refrigeración y aire acondicionado. Así, en esencia, el tratado les pide a los pobres que paguen más por un beneficio que aporta más para los países ricos.

El acuerdo tuvo que tomar en cuenta las diferencias entre países, y la Enmienda de Londres de 1990 contiene cláusulas que permiten ciertos retrasos a los países en desarrollo y crea mecanismos para la transferencia de fondos y tecnología (Global Environment Facility) para cubrir las circunstancias especiales de varios grupos de naciones, en especial los países en desarrollo. El protocolo también es flexible; permite ajustes en el caso de que la evidencia científica cambie sin necesidad de renegociarlo nuevamente. En su lugar, se añaden nuevas enmiendas, por ejemplo en relación con sustancias químicas nuevas con un efecto menor sobre la capa de ozono.

Después del Protocolo de Montreal, la mayoría de los países adoptaron planes individuales para la eliminación de sustancias que destruyen la capa de ozono (ODS, por sus siglas en inglés). Según la Sección 604 del Título VI de la Ley de Aire Puro de Estados Unidos, la producción de sustancias clase I es ilegal para cualquier persona en una cantidad anual mayor que el porcentaje especificado. El texto aporta porcentajes específicos para cada año y sustancia química (por ejemplo, para el tetracloruro de carbono, 100% en 1991, 90% en 1992, 80% en 1993, 70% en 1994, 15% en 1995-1999, y 0% en adelante). Los solventes clorados más dañinos para la capa de ozono también fueron regulados, dependiendo de su potencial de daño y áreas de uso. Para crear flexibilidad y facilitar la eliminación, los permisos se podían transar pero no ahorrar. Como la asignación de per-

misos se basaba en criterios históricos y favorecía a ciertas empresas, los formuladores de políticas agregaron impuestos como complementos para evitar las ganancias inesperadas (ver Tietenberg 1995). Dichos impuestos fueron bastante importantes y recaudaron casi US\$ 3 billones en los primeros cinco años. Parecen haber sido un factor determinante en la disminución del uso de ODS<sup>20</sup>.

Los principales instrumentos de política utilizados en países importadores de ODS, como Suecia, fueron las restricciones a la importación. Entre 1988 y 1994, el uso de ODS en Suecia disminuyó en un 93%; así, la estrategia sueca fue bastante exitosa, y también bastante fácil, porque no había producción nacional de dichas sustancias.

## Cambio climático global: políticas nacionales y nuevas tecnologías<sup>21</sup>

Uno de los problemas ambientales internacionales más grandes es el cambio climático global. Como los efectos de los contaminantes en cuestión son verdaderamente globales, la formulación de políticas debe ser internacional, y un aspecto importante es la estructura de las negociaciones internacionales (la teoría detrás de estas negociaciones supera el ámbito de este libro pero sí se menciona brevemente en el Capítulo 17).

En la práctica, la historia de las negociaciones internacionales sobre el clima es larga y compleja. En 1992, la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC) estableció metas generales para la protección del clima y el desarrollo sostenible, y creó el ambiente necesario para una negociación internacional sobre medidas y objetivos más específicos. En diciembre de 1997, se negoció el Protocolo de Kyoto. A través de dicho protocolo, los países del Anexo 1 (principalmente países industrializados, miembros de la OCDE y las economías en transición de Europa central y del este más la ex Unión Soviética) acordaron varias reducciones porcentuales (que promediaban alrededor de un 5%) en emisiones nacionales en relación con una línea base de 1990 para el 2008-2012. En la práctica, dado el aumento permanente en el consumo energético desde 1990 hasta el período establecido de 2008-2012, las reducciones requeridas son mucho mayores que un 5% (para Estados Unidos, se estima que son de más de un tercio).

Las negociaciones sobre el clima se estancaron tras la sexta Conferencia de las Partes de la UNFCCC, que tuvo lugar en La Haya en noviembre del 2000. A principios del 2001, Estados Unidos rechazó el Protocolo de Kyoto. La experiencia ha demostrado lo difícil que resulta para la comunidad mundial tomar incluso pasos pequeños hacia la reducción de los gases invernadero. Llama la atención que el Protocolo de Kyoto en sí es solamente un paso pequeño comparado con las medidas necesarias en el largo plazo para estabilizar las concentraciones atmosféricas de dichos gases (es decir, reducir las emisiones netas en más de la mitad). Las razones para la dificultad radican en que el cambio climático es incierto y complicado (ecológica y tecnológicamente), la mitigación (y los daños) será costosa, y la distribución del costo es fuente de controversia.

Los acuerdos internacionales requieren de instrumentos de política para su implementación. El Protocolo de Kyoto es un acuerdo ambiental innovador desde la pers-

pectiva económica por su incorporación explícita de varias formas de transacción internacional de emisiones, flexibilidad en los gases por controlar y el uso de sumideros de carbono, como los bosques. Un elemento de discusión (y desacuerdo) antes y después de las negociaciones se refiere a la selección y el diseño de instrumentos de política en los niveles nacional e internacional; las principales alternativas a partir de incentivos son los impuestos y los permisos. Otras fuentes de controversia han sido cómo incluir los sumideros dentro del Protocolo (es decir, de qué manera cuantificar la absorción de carbono y si asignar o no los permisos correspondientes), así como aspectos más generales de asignación de permisos y obligaciones entre países<sup>22</sup>. En julio del 2001, se alcanzó un compromiso en relación con la implementación del Protocolo de Kyoto, firmado por casi 180 países, con la excepción notable de Estados Unidos, que objetó tanto las metas como los mecanismos de política escogidos para lograrlas.

En el marco del Protocolo de Kyoto, las negociaciones se han basado en reducciones porcentuales a partir de los niveles de emisión de 1990 en los países industrializados; este enfoque es similar al uso de los derechos adquiridos a nivel nacional. La “apropiación previa” se aplica como el principal concepto de derechos de propiedad en esta área particular del medio ambiente global: se utilizan las emisiones cuantiosas del pasado para generar derechos a emisiones cuantiosas en el futuro. Se podrían utilizar muchos otros principios de asignación, como por ejemplo una combinación de fórmulas que tomen en cuenta factores tales como el clima (créditos adicionales para los países fríos), nivel económico (créditos adicionales para los países pobres), población (créditos adicionales para los países poco poblados), o fuentes de energía (créditos adicionales para países sin generación hidroeléctrica). Desafortunadamente, las críticas del enfoque escogido para asignación se suelen formular como ataques a la idea de transacción de permisos como tal, siendo que la raíz del desacuerdo es la asignación de permisos. Sin transacción, desaparece la posibilidad de igualar los costos marginales de mitigación y se perderían numerosas oportunidades de transacción eficiente.

De hecho, la distribución de las cargas presentes y futuras parece ser el principal problema subyacente. Estados Unidos ha expresado su preocupación de que China, India y otras economías grandes en desarrollo no tengan obligaciones bajo el Protocolo de Kyoto. Otros críticos consideran que los países de la antigua Unión Soviética (en particular la Federación Rusa y Ucrania) se ven favorecidos porque han recibido asignaciones generosas de permisos (conocidas como “aire caliente”) en comparación con sus emisiones actuales porque gran parte de su industria pesada ha colapsado desde 1990, el año base para las emisiones. Por su parte, los países en desarrollo han manifestado su oposición al concepto de apropiación previa implícito en las emisiones meta de los países industrializados, y se han manifestado a favor de las asignaciones per cápita.

Los permisos no son el único mecanismo posible. Un impuesto internacional sería, en principio, otra opción. Dicho impuesto tendría la ventaja de aumentar directamente el precio internacional de los combustibles fósiles, creando incentivos predecibles y equivalentes para la mitigación en todo el mundo. Sin embargo, también generaría rentas enormes que motivarían una gran resistencia al impuesto (estas rentas existen con las cuotas o permisos, también, pero no son visibles inmediatamente). Los países no están dispuestos a entregar una cantidad tal de ingreso —o de poder político que va con este tipo de

gravamen— a un cuerpo internacional o supranacional. En Estados Unidos habría resistencia al impuesto en sí y, en Europa, se le dificultaría a los gobiernos desplazar los impuestos energéticos nacionales. Los impuestos se podrían reembolsar automáticamente a varios países a través de cierto mecanismo, pero esta opción conducirá a negociaciones prolongadas acerca del mecanismo de reembolso<sup>23</sup>. En principio, podríamos concebir incluso impuestos internacionalmente coordinados pero recaudados nacionalmente. Esto evitaría los problemas relacionados con la transferencia internacional de rentas.

Hay varios argumentos a favor de un instrumento tipo precio. La acumulación de gases invernadero se puede describir como un contaminante acumulativo (ver Capítulo 4), y en ausencia de no-linealidades o efectos de borde fuertes, se espera que la función de daño ambiental sea relativamente plana<sup>24</sup>. En este caso, una aplicación del resultado de Weitzman favorecería un instrumento tipo impuesto (ver Capítulo 13). Tomando en cuenta los devaneos de la inflación y las tasas de cambio, junto al hecho de que el impuesto se tendría que actualizar frecuentemente y por tanto pasar por las asambleas legislativas nacionales en todos los países del mundo, un instrumento tal no sería necesariamente más fácil de manejar que las cuotas.

Por lo tanto, asumamos que continúan las negociaciones sobre la base de metas cuantitativas de emisiones nacionales. Estas metas podrían, al igual que las del Protocolo de Kyoto, ser reducciones porcentuales de niveles históricos, niveles per cápita o alguna otra combinación de varios principios. Un tratado internacional de este tipo tendría consecuencias definitivas sobre la elección de instrumentos de política nacional para cumplir con las cuotas acordadas. Dichas políticas nacionales no tienen por qué ser las mismas. En principio, la elección entre instrumentos de cantidad o impuestos existe en el nivel nacional. Sin embargo, si el objetivo de la política nacional es el cumplimiento de cierta meta cuantitativa que ha sido negociada, entonces los instrumentos cuantitativos ofrecerán una ventaja en el nivel nacional, también. Con un impuesto, el estado tiene que estimar y ajustar los impuestos de modo tal que se logre alcanzar una meta dada. En teoría, puede comprar o vender créditos internacionales (o utilizar otros mecanismos de flexibilidad) si no logra su objetivo. Sin embargo, si un país utiliza los permisos en su interior, cumplirá automáticamente con sus obligaciones a la vez que permite a los agentes locales la búsqueda de la combinación más barata entre mitigación y compra de permisos, no solo localmente sino en el mercado global, también.

En países que ya tienen impuestos energéticos elevados, es probable que estos no se abandonen. En su lugar son probables varias combinaciones de instrumentos (p. ej., impuestos preexistentes combinados con permisos; nuevos instrumentos híbridos, como un impuesto más elevado pero parcialmente reembolsado; o permisos que requieren un pago parcial, donde una porción de ellos sea asignada con criterios históricos y la otra sea subastada). Los sistemas de permisos también dan lugar a rentas enormes, pero la asignación de estas depende de la asignación del permiso. Dada la magnitud de la tarea y el monto de las rentas involucradas con el enfoque de impuestos y permisos, hay un ámbito considerable para el desarrollo de instrumentos que traten de cumplir con distintos objetivos de eficiencia, equidad y factibilidad política.

La experiencia de Estados Unidos muestra cómo la eficiencia y el ahorro en los costos realmente dependen de los mecanismos de transacción. Algunas partes, en particular

los europeos, han querido limitar la transacción y requieren un cierto porcentaje de mitigación nacional. Esta posición puede deberse en parte a la falta de entendimiento de los beneficios de la transacción. También podría, hasta cierto punto, reflejar una sensación de que el tamaño de la cuota de Estados Unidos es injusto. Si este fuera el caso, entonces sería mejor argumentar a favor de una reducción mayor por parte de este país en lugar de oponerse a la transacción per se. Llama la atención que, a finales del 2001, la Comisión Europea anunció un gran paso adelante en la creación de la estructura para la transacción entre emisores grandes a lo largo de la Unión Europea.

Dadas las dificultades enfrentadas para iniciar un acuerdo global, debemos considerar todo el tema desde un punto de vista nuevo. Como el cambio climático es resultado de contaminantes acumulativos que se agregan lentamente, todavía hay tiempo de tomar medidas. Varios estudios han demostrado que las metas atmosféricas de largo plazo para los gases invernadero se pueden alcanzar de varias maneras con el tiempo. Los enfoques más graduales parecen ofrecer ventajas sustanciales para el costo en términos de retrasar la obsolescencia del capital y permitir la inversión en tecnologías cada vez mejores. Por otro lado, las medidas tempranas y más agresivas estimularán el desarrollo tecnológico y pueden ser importantes para reservar la opción de un control más estricto de los gases en el largo plazo a medida que se afina la información acerca de sus riesgos potenciales (en Toman et ál. 1999 y Azar y Schneider 2001 se encuentran más perspectivas acerca de estos temas).

La actual ronda de negociaciones del Protocolo de Kyoto se refiere al primer período del compromiso (2008-2012), pero estas deberían comenzar a prever el segundo y tercer período. Desde un punto de vista cínico, podríamos afirmar que las emisiones exactas de determinado país en el 2008 o 2009 no son cruciales. Sí lo es construir alianzas, mecanismos, instituciones y confianza para períodos futuros. Todos los países deben acumular experiencia y conocimiento para enfrentar los retos de reducciones más estrictas en el futuro.

Una de las complicaciones en esta área es que hace falta un entendimiento cabal de los aspectos de ciencia natural y ciencia social involucrados. Los científicos naturales tienden a buscar solamente las causas físicas y las soluciones tecnológicas (p. ej., nuevas fuentes de energía, nuevos sumideros o una mayor eficiencia energética) sin considerar cuáles instrumentos de política se necesitan para que dichas soluciones sean adoptadas o cuáles son sus costos asociados. Por otro lado, los economistas tienden a ignorar los aspectos científicos y tecnológicos. Los formuladores de políticas enfrentan dos preguntas vitales acerca de este tema:

- ¿Es de esperar que un progreso tecnológico sustancial ayude a resolver el problema del cambio climático?
- De ser así, ¿cuáles son las características y determinantes probables de este progreso (para diseñar instrumentos de política que lo promuevan)?

En el futuro próximo, es probable que las políticas sean compromisos débiles, determinados políticamente, que combinen varios instrumentos y principios. Incluso si dichas políticas distan de ser ideales, ofrecen el tiempo necesario para aprender y

establecer un consenso sobre los temas y los incentivos para la innovación tecnológica en el largo plazo.

### *Algunas opciones tecnológicas*

Como siempre, hay una gran divergencia de opiniones en cuanto al futuro de la tecnología para su aplicación al cambio climático. Algunos optimistas creen en la disponibilidad masiva de energía renovable y en el potencial del ahorro energético (Johansson et ál. 1992). Otros, como el Club de Roma, son mucho más pesimistas. Hoy por hoy se considera a la economía como una ciencia positiva, en contraste con su reputación de “ciencia deprimente” de cien años atrás. Es de suponer que el cambio se debe al efecto de observar los efectos del progreso tecnológico a lo largo de los siglos.

Sin embargo, muchos economistas en el área del cambio climático parecen creer que el CO<sub>2</sub> es el contaminante que no se puede mitigar de manera fácil o barata<sup>25</sup>. Los sustitutos existen (p. ej., la energía nuclear y las fuentes de energía renovable), pero se perciben como limitados, problemáticos o costosos. La eficiencia energética es así una de las alternativas principales, y existen oportunidades considerables para incrementarla. Aun así, el crecimiento económico aumentará la necesidad de energía, y el derecho de emitir carbono tendrá una gran demanda.

No pretendo comprender todo el rango de tecnologías posibles o ser capaz de juzgar sus posibles contribuciones futuras. Sin embargo, la realidad debe yacer en algún punto intermedio entre las posiciones optimistas y las pesimistas. El progreso tecnológico no será tan sencillo como para que las preocupaciones acerca de la eficiencia y los instrumentos de política se tornen obsoletas, ni tan complicado como para que los precios aumenten de manera astronómica y el ahorro de energía se torne tan draconiano que ahogue la economía. Más bien existe un ámbito considerable para el progreso tecnológico, pero resulta difícil predecir exactamente dónde será más exitoso el progreso. Se deben implementar instrumentos de política reconocidos internacionalmente que promuevan la investigación, el desarrollo y la adopción de dichas tecnologías, aunque debe ejercerse un cuidado particular al diseñarlos.

Incluso si solamente se discuten las emisiones de CO<sub>2</sub>, existe un amplio rango de opciones<sup>26</sup>. Estas incluyen contrarrestar el efecto de las emisiones, reducirlas, o adaptarse al cambio climático. Entre las posibilidades para contrarrestar sus efectos están varias maneras de aumentar la tasa de eliminación del carbono de la atmósfera a través de una mayor fijación en los bosques o en el mar. Se ha sugerido “fertilizar” el mar (con hierro —aparentemente un factor limitante—, entre otras sustancias) para aumentar la fijación de carbono y podría ser eficaz pero arriesgaría efectos ecológicos secundarios serios<sup>27</sup>. Plantar bosques (tanto la forestación como la reforestación) es una opción convencional incluida como tipo de proyecto elegible para el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) del Protocolo de Kyoto. El potencial de secuestrar o liberar carbono de la silvicultura, la agricultura y los ecosistemas en general es grande. Sin embargo, hay varios problemas en relación con la adicionalidad y las líneas base creíbles, y por esta razón la “deforestación evitada” no es elegible para los proyectos de MDL. La distinción es lógica pero puede crear incentivos problemáticos y perversos para la tala completa de bosques

**Cuadro 24-7. Incentivos para la innovación creados por las políticas ambientales**

<i>Política</i>	<i>Ganancias directas para la empresa innovadora</i>	<i>Rentas potenciales derivadas por la adopción</i>
Comando y control	Ninguna	Ninguna
La mejor tecnología disponible	- Los estándares nuevos aumentan los costos generales del cumplimiento.	+++ Los estándares más estrictos aumentan el incentivo a la adopción.
Estándares de desempeño	++ Limitadas a los costos de mitigación existentes.	++ Limitadas a los costos de mitigación existentes.
Impuesto sobre las emisiones	+++ Reduce los costos de mitigación y de las emisiones gravadas.	+++ Reduce los costos de mitigación y de las emisiones gravadas.
Permisos subastados	+++++ Reducen los costos de mitigación y de todos los permisos adquiridos.	+ Reducen los costos de mitigación y de todos los permisos adquiridos.
Asignación de derechos de emisión calculados en función de criterios históricos	++ Reduce los costos de mitigación.	+ Comprar los permisos es una opción más barata.
Estándares de desempeño/ permisos asignados por producción transables	++ Los costos iniciales de mitigación son más elevados pero reducen el subsidio a la producción.	++ Los costos iniciales de mitigación son más elevados pero los permisos bajan de precio.

Fuente: Fischer 2000a, 2000b.

(sin efecto alguno sobre las metas y obligaciones nacionales), generando así la oportunidad de proyectos futuros de “reforestación”.

Las opciones para reducir las emisiones de carbono incluyen aumentar la eficiencia energética y utilizar combustibles menos contaminantes, y no debemos subestimar la variedad y el progreso de varias opciones renovables. La combinación de nuevas técnicas solares o biológicas con el progreso en el transporte y la conversión de energía pueden ofrecer varias sorpresas positivas.

Una opción adicional ha sido objeto de una atención menor: la separación, secuestro y almacenamiento de CO<sub>2</sub>. Para comenzar, el CO<sub>2</sub> se puede separar (por adsorción, separación de membranas, lavadores de gases o varios otros métodos) tras la combustión normal del combustible. Después, el combustible (carbón, petróleo, gas natural o biomasa) se puede convertir en hidrógeno y CO<sub>2</sub> mediante la reacción con agua. El CO<sub>2</sub> puede entonces ser secuestrado fácilmente (es decir, capturado y retirado). La mayor parte del contenido energético estaría en las moléculas de hidrógeno y se convertiría en calor o



electricidad con un alto grado de eficiencia (p. ej., utilizando celdas de combustible). La combustión por *chemical-looping* es otro proceso (aún experimental) en el cual la principal combustión del combustible se obtiene no mediante el oxígeno del aire sino a través de finas partículas de óxido de metal (que se reducen a metal y se vuelven a oxidar en un reactor separado). Así, el vapor del escape contiene solamente CO<sub>2</sub> y vapor de agua que se puede condensar (ver Golmen 1999).

El CO<sub>2</sub> separado se debe entonces almacenar, lo cual no es totalmente imposible. De hecho, en la actualidad se manejan al menos dos opciones serias: en el mar y bajo tierra. La primera opción es posible porque el océano ya es un sumidero para las emisiones antropogénicas de CO<sub>2</sub> (aproximadamente un tercio de ellas son absorbidas de esta manera). Si se inyectara el CO<sub>2</sub> en forma líquida a más de 3000 m de profundidad, sería más denso que el agua y se hundiría al fondo del océano, donde formaría, al menos parcialmente, hidratos sólidos. Los costos y las consecuencias ecológicas de este proceso se desconocen aún.

Se sabe más acerca del almacenamiento bajo tierra, porque muchas áreas tienen rocas sedimentarias y porosas, como las que contienen depósitos de petróleo y gas. Se estima que los acuíferos y reservorios de petróleo europeos que se podrían utilizar para el almacenamiento alcanzan para almacenar todas las emisiones de CO<sub>2</sub> de las plantas eléctricas de la Unión Europea durante varios cientos de años (Lindeberg 1999). Las inyecciones en gran escala de CO<sub>2</sub> ya se llevan a cabo en algunos campos petroleros de Estados Unidos como un método para aumentar la recuperación del petróleo. Desde el punto de vista económico, esta práctica arroja un beneficio doble.

En el presente, la separación del carbono, en lugar de su eliminación, es costosa. Los costos de eliminación se estiman en US\$ 4-8 por tonelada de carbono, pero los de separación son del orden de US\$ 100 por tonelada de carbono. Se predice que el secuestro de carbono y el hidrógeno solar serán las dos principales tecnologías energéticas del 2050, y juntas tienen el potencial de permitir una reducción notable desde los niveles actuales de emisión, de 6 billones de toneladas al año, hasta 1 billón de toneladas antes del comienzo del próximo siglo (Lyngfelt y Azar 1999).

### ***Instrumentos de política para promover nuevas tecnologías***

Los detalles tecnológicos presentados en este capítulo son solamente una muestra de las posibilidades futuras. Por ejemplo, las plantas para la inyección marina de CO<sub>2</sub> se podrían combinar con plantas que produzcan poder a partir de la diferencia de temperaturas a distintos niveles de profundidad del mar (conocido como conversión por gradiente térmico oceánico). La pregunta importante es qué tipo de instrumento de política promoverá mejor el desarrollo y la adopción de tecnologías nuevas.

Numerosos aspectos determinan los incentivos para la innovación tecnológica y para la diseminación y adopción de tecnología, en particular en mercados que no se caracterizan por una competencia o información perfecta y para tecnologías que requieren de inversiones grandes, indivisibles y más o menos irreversibles. Podrían haber efectos sobre la entrada y salida, por ejemplo, o sobre los incentivos para la revelación de información verdadera (ver Capítulos 12-14). El Cuadro 24-7 es un intento de resumir las propieda-

des comparativas de algunos instrumentos de política bajo determinados supuestos. Algunas políticas (p. ej., comando y control) no tienen efectos positivos, mientras que otras (p. ej., impuestos) proveen incentivos poderosos para las empresas innovadoras. Otros instrumentos (p. ej., los permisos transables) ejercen efectos distintos, dependiendo de cómo se asignan. Los permisos subastados ejercen el efecto positivo más fuerte sobre la innovación, pero no proveen incentivos tan fuertes para que otras empresas copien o adopten (porque el precio del permiso disminuye como efecto secundario de la innovación).

Un impuesto al carbono o esquema de permisos (preferiblemente subastados) fomentaría, si se diseña correctamente, el uso de fuentes de energía no fósiles, así como la retención y almacenamiento de CO<sub>2</sub>. Sin embargo, para ello el instrumento debe apuntar hacia las emisiones de carbono. Si el impuesto o permiso se dirige al carbono adquirido, se debe permitir que las empresas obtengan créditos o rebajas en los impuestos (casi como un esquema de depósito-reembolso) por el carbono que secuestren o almacenen. Desde la creación de un impuesto sueco al carbono en 1990, el uso anual de biomasa (en particular residuos forestales) en el calentamiento distrital ha aumentado rápidamente, en aproximadamente 10 petajulios al año (Kåberger 1997). Sin embargo, con la formulación actual de este impuesto, no existe un incentivo para el uso de biomasa en combustibles para el transporte.

En Noruega, el impuesto al carbono ha suscitado un almacenamiento en gran escala de CO<sub>2</sub> en acuíferos industriales. En el campo de gas de Sleipner Vast, el gas natural rico en CO<sub>2</sub> está siendo despojado del CO<sub>2</sub>, que a su vez se inyecta en un acuífero salino a unos 1000 m de profundidad. Este proceso no es único desde el punto de vista tecnológico: es similar a la recuperación mejorada de petróleo en Estados Unidos; sin embargo, lo distingue el hecho de que se lleva a cabo con fines puramente ambientales y como resultado del impuesto al carbono. Cerca de 1 millón de toneladas de CO<sub>2</sub> —el 3% de las emisiones totales de CO<sub>2</sub> de Noruega— se capturan e inyectan de esta manera.

Un instrumento ideal de “primer óptimo” para la política climática desanimaría todas las actividades que alteren el balance de la atmósfera y recompensarían aquellas que lo reparen, incluyendo la investigación. Dicha investigación sería muy rentable, porque le evitaría a las empresas los gastos en permisos o impuestos. Sin embargo, la comunidad mundial ha sido incapaz de utilizar instrumentos fuertes, y los derechos de propiedad son especialmente difíciles de proteger. Así, los incentivos para la investigación podrían resultar inapropiados.

Dado que los incentivos para la innovación son tan importantes, los formuladores de políticas deberían considerar el subsidio de la investigación relevante. Los subsidios

## Lectura adicional

### Instrumentos de política

Carlson et ál. 2000  
Cason 1995  
Kolstad 2000a

### Riesgos y políticas del cambio climático

Boom 1999, 2000  
Climate Strategies 2002  
Fischer y Toman 1998  
Fischer et ál. 1998  
Grubb et ál. 2001  
Müller et ál. 2001  
RFF 2002  
Toman 2001  
UNFCCC 2002

tienen sus desventajas, y no se incluyen en el Cuadro 24-7. Sin embargo, si la comunidad mundial es incapaz de idear esquemas de permisos o impuestos que provean incentivos creíbles, entonces se podrían considerar los subsidios para apoyar la investigación científica básica en el largo plazo, que tiene características de bien público. Dichos subsidios deben dirigirse con cuidado (basados en información técnica y social) y armonizados con otros instrumentos en las negociaciones internacionales. Si, por ejemplo, el secuestro futuro de carbono atmosférico (p. ej., mediante plantaciones forestales) o la mejora del secuestro marino son importantes, se deben diseñar los instrumentos que promuevan su desarrollo, porque los esquemas actuales se concentran principalmente en las emisiones.

## Notas

1. Esta subsección y la siguiente se beneficiaron de los comentarios de Dallas Burtraw, de Resources for the Future.

2. Gran parte de la disminución en el uso de azufre en Suecia precede al impuesto. Las emisiones eran de más de 900 kilotoneladas en 1970, 500 en 1980 y 136 en 1990. Solo la última (aunque quizás la más difícil) reducción, a 66 kilotoneladas en 1999, se atribuye (en parte) al impuesto. El impuesto sueco se refiere al azufre emitido pero se aplica a los combustibles sobre la base de su contenido de azufre; se provee una rebaja por el azufre eliminado por filtros, entre otros.

3. Los derechos de emisión se denominaban “cuotas o dispensas”, pero a veces se conocen como “permisos” o “derechos”. No eran derechos de propiedad en el sentido formal porque, en principio, el Congreso estadounidense podía reducirlos o incluso abolirlos sin que sus propietarios pudieran exigir derechos compensatorios (Joskow y Schmalensee 1998).

4. Estas cifras aplican para la Fase 2. La fase inicial (Fase 1, 1995-1999) fue una transición enfocada en reducir las emisiones de algunas empresas grandes. El programa también incluye metas separadas de reducciones de 2 millones de toneladas de  $\text{NO}_x$ .

5. Esta sección se basa principalmente en Höglund 2000, Sterner y Höglund 2000 y SEPA 1997.

6. El impuesto sobre los  $\text{SO}_x$  y las cargas sobre los  $\text{NO}_x$  tienen una magnitud similar. El impuesto sobre el azufre es de US\$ 3/kilogramo de azufre (igual a US\$ 1,50/kilogramo de  $\text{SO}_2$ ), mientras que el de  $\text{NO}_x$  es de US\$ 4/kilogramo de  $\text{NO}_2$  (US\$ 2,60/kilogramo de NO). Los dos óxidos más comunes,  $\text{SO}_2$  y NO, tienen más o menos el mismo efecto acidificante por unidad de peso (1000 gramos de NO arrojan  $1000/30 = 33$  moles de NO y de  $\text{H}^+$ ) porque la masa molecular de NO es 30. De manera similar, el  $\text{SO}_2$  arroja  $1000/64 = 16$  moles de  $\text{SO}_2$ , pero  $1000/32 = 31$  moles (el doble) de  $\text{H}^+$  porque hay dos moléculas de hidrógeno en el ácido sulfúrico. Sin embargo, el  $\text{HNO}_3$  puede ser desnitrificado en ecosistemas deficientes en nitrógeno, reduciendo su efecto acidificante. Por otro lado, el  $\text{NO}_x$  también conduce a la eutrofización y la formación de ozono en el nivel del suelo (que es la principal preocupación en California, pero no es Suecia).

7. Las reducciones corresponden al programa original de US EPA, que cubría 22 estados más el Distrito de Columbia. La línea base de US EPA incluye solamente los controles de la Fase 1 en la Comisión del Transporte de Ozono (OTC, por sus siglas en inglés). Aunque los estados pueden desarrollar sus propias reglas y estrategias para reducir las emisiones de  $\text{NO}_x$ , US EPA ha fomentado

la participación en transacciones regionales. El programa de US EPA para la región SIP Call absorberá con el tiempo los programas más pequeños de la OTC en el noreste.

8. Muchos países utilizan otros instrumentos, como los estándares basados en tasas impositivas implícitas. El ministerio holandés recomienda informalmente un valor de US\$ 4-5/tonelada a las autoridades locales. Si las tecnologías de mitigación son menos costosas, entonces el gobierno local debería insistir en su adopción. El gobierno holandés ha discutido un programa de *Kostenverevening* donde quienes contaminan por encima del promedio pagan a los que lo hacen por debajo, lo cual equivale a un programa de emisiones reembolsables o un programa de permisos (Kroon 2000).

9. Los grupos de discusión sobre la reforma fiscal verde abundan; uno de ellos es organizado por el Instituto Wuppertal (<http://www.wuperinst.org/>).

10. El análisis del Comité de Impuestos sobre la Energía Industrial (CIEI) sugirió que una reducción en los impuestos energéticos conduciría a un aumento en el largo plazo de la producción y el empleo, pero este resultado es incierto. Parece poco probable que incluso los impuestos energéticos elevados de 1991 fuesen tan perjudiciales. Incluso entre las compañías que hacen un uso intensivo de la energía, la mayoría paga un porcentaje relativamente pequeño en impuestos energéticos en comparación con los costos laborales, de capital y materia prima. Más aun, otras variables económicas determinan la competitividad de la industria. Un par de años después de la publicación del reporte del CIEI, el valor del dólar estadounidense (en moneda local) cambió en más del 50% y la tasa de interés real en mucho más que eso. En este contexto, los efectos de un rediseño de los impuestos energéticos serían menores. El poder de presión de estas compañías es considerable (ver el Capítulo 7 sobre el acuerdo Climate Change Levy Agreement para compañías que consumen mucha energía en los esquemas de transacción del Reino Unido).

11. Gracias a Michael Kohlhaas (Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, Berlín, Alemania) por sus interesantes comentarios. Para más información acerca de los impuestos verdes alemanes, ver BMF (2002).

12. Por otro lado, estas industrias tienen una mayor probabilidad de trasladarse a países con menores costos de energía. Así, se puede utilizar el argumento de "filtración de carbono" para defender exenciones temporales hasta que otros países implementen impuestos similares.

13. La ley alemana permite la exención de impuestos sobre la electricidad para la electricidad producida de manera sostenible si esta es utilizada por su productor o en una red aislada con electricidad sostenible, es decir, exenta, pero esto rara vez aplica en la práctica.

14. Comparar con las visiones de la asignación previa en el Reino Unido, Francia y Estados Unidos, expuestas en los capítulos 8 y 21. En Alemania, donde el costo de producción de carbón es de 240 DM/tonelada y el de carbón importado (más limpio) es de 70 DM/tonelada, el principio sirvió para abolir un subsidio que podía ser perjudicial para el ambiente. En otras circunstancias, este principio podría prevenir el uso de paquetes eficientes de política ambiental, como los impuestos sobre los vehículos privados combinados con subsidios para el transporte público. Más aún, bajo las estrictas leyes sobre emisiones en Alemania, los únicos efectos realmente negativos en este caso eran los efectos ambientales locales de la actividad minera.

15. Esta sección se basa en Slunge y Sterner 2001.

16. El hecho de que las regulaciones y leyes que gobiernan el uso de TCE no estuvieran coordinadas entre los países de la UE era un factor importante a favor de permitir las regulaciones suecas. En áreas de la ley donde existe una armonización explícita (p. ej., pesticidas o vehículos), sería más difícil aceptar una legislación nacional diferente.

17. Esta sección debe mucho a Davis y Mazurek (1998), Probst y Beberle (1999), y a información del sitio Web del Internal Revenue Service ([http://www.irs.gov/prod/tax\\_stats/excise.html](http://www.irs.gov/prod/tax_stats/excise.html)) y del Superfondo (<http://www.epa.gov/oerrpage/superfund/sites/npl/nar180.htm>).

18. No solo la información sino también las preferencias y la ubicación de las actividades cambian en el tiempo. Así, lo que hoy se percibe como una ligera molestia puede convertirse más adelante en un verdadero riesgo para la salud. Un área desocupada e inútil puede convertirse en un área residencial, un pueblo, o una atracción turística (p. ej., las del Niágara).

19. Sobre la Antártica, desaparece más del 60% de ozono estratosférico total durante la primavera (septiembre a noviembre). La evidencia científica muestra que los químicos sintéticos son responsables de dicha desaparición. Las sustancias culpables son los hidrocarburos combinados con uno o más átomos de halógeno (cloro, flúor o bromo), conocidos como *halocarbonos*. Un grupo importante son los clorofluorocarbonos (CFC). Los CFC se produjeron por primera vez en 1928 y se volvieron populares porque solían ser menos dañinos que las sustancias a las cuales reemplazaban. Esto se debe en parte a su estabilidad, el atributo que les permite sobrevivir hasta alcanzar la estratosfera. Los CFC incluyen el tetracloruro de carbono y el cloroformo, utilizados para la refrigeración, aire acondicionado, espuma y limpieza de componentes electrónicos y como solventes. Hoy en día, son reemplazados por HCFC (hidroclorofluorocarbonos), que son parcialmente halogenados y por tanto menos peligrosos para la capa de ozono (aunque no son inofensivos). Otro grupo importante son los halones, utilizados en los extintores.

20. Estados Unidos comenzó a gravar algunas sustancias en 1990. El impuesto se determinó multiplicando una tasa base por libra de ODS por un factor de eliminación de la capa de ozono. En un principio fijado en US\$ 1,37 por libra, el impuesto base aumentó gradualmente a US\$ 5,35 por libra en 1995 y luego en US\$ 0,45 por libra al año. Los factores se basan en el daño relativo de cada sustancia y fueron establecidos originalmente en el Protocolo de Montreal. Por ejemplo, el cloroformo tiene un factor de 0,1, mientras que el halón-1301 tiene un factor de 10,0, de modo que en 1995 el impuesto al cloroformo era de US\$ 0,53 por libra y el del halón-1301 de US\$ 53,50 por libra.

21. Esta sección se benefició de una discusión considerable con Christian Azar y Mike Toman. El debate acerca del calentamiento global es extenso (aunque la implementación real de políticas es limitada), y por esta razón el tema abarca un espacio pequeño en este libro. Sin embargo, sí se discuten varios instrumentos relevantes, como los permisos y los impuestos al carbono, los impuestos al combustible (Capítulo 21, en especial el Recuadro 21-2; el presente capítulo y el Capítulo 25) y las políticas forestales relevantes (Capítulo 30).

22. Los costos de reducir considerablemente las emisiones serán cuantiosos porque se trata de una gran empresa ambiental. Instrumentos más "suaves" como los acuerdos voluntarios (AV) y las políticas de información no serán suficientes pero pueden resultar valiosos en tanto mecanismos auxiliares. En Dinamarca, se utilizaron AV para reducir las emisiones de carbono a finales de los 90. El éxito relativo y parcial del programa no implica que se pueden alcanzar reducciones más grandes y costosas sin incentivos monetarios. Las medidas de comando y control también son inapropiadas a la luz de sus costos potenciales y la importancia de la eficacia con relación al costo de las políticas.

23. Los idealistas consideran estas rentas como un beneficio y argumentan que deberían utilizarse para combatir la pobreza y promover el desarrollo sostenible en los países más pobres. Por desgracia, la opinión general dista de estar en acuerdo y dichos usos sugeridos solo tornan los impuestos aun menos aceptables para los países que de todos modos no quieren tomar medidas sobre el calentamiento global.

24. Sin embargo, pueden existir no-linealidades o efectos de borde fuertes. El sistema climático puede ser menos estable de lo que se suele suponer, en parte debido a cambios en las corrientes marinas (Rahmstorf 2000).

25. Incluso en 1987, la Comisión de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo concluyó que la única manera de reducir las emisiones de carbono consistía en reducir el uso de combustibles fósiles, a pesar de que los científicos ya habían demostrado varios métodos para el secuestro de carbono.

26. Algunos otros gases de invernadero son el metano, los clorofluorocarbonos y el  $\text{NO}_2$ . Los principios del forzamiento radiactivo se conocen desde hace más de cien años (Arrhenius 1896), pero las dinámicas en la atmósfera y, por ejemplo, el comportamiento del vapor de agua (el gas invernadero más importante) son complejos y todavía incomprendidos. Las políticas para otros gases son importantes pero están más allá del ámbito de esta discusión.

27. Se ha sugerido contrarrestar los efectos del calentamiento espolvoreando la atmósfera con partículas con buenas propiedades reflectoras, pero al parecer esto plantea serias preocupaciones ecológicas.

# *La experiencia de los países en desarrollo*

**E**N LOS PAÍSES EN DESARROLLO, LA PRIORIDAD principal de la formulación de políticas es la provisión de oportunidades de empleo e ingreso. Normalmente, la contaminación crece con el ingreso, al menos en el extremo izquierdo de la curva de Kuznets (Capítulo 2). En muchos países en desarrollo, así como en los países más industrializados de las economías anteriormente planificadas del centro y el este de Europa, la contaminación industrial genera la mayoría de las emisiones<sup>1</sup>. En los países más ricos, las agencias de protección ambiental solían abordar primero la contaminación industrial porque las industrias eran relativamente más fáciles de controlar (por ser grandes, inmóviles, visibles y disponer de recursos económicos). La mayoría de las agencias de protección ambiental de los países más pobres hacen lo mismo y empiezan por regular las industrias. Una diferencia es que estas agencias tienen una mayor conciencia de las tecnologías limpias disponibles que los países OCDE cuando recién comenzaron sus procesos de limpieza<sup>2</sup>.

Se afirma a veces que a los países en desarrollo no les interesa controlar la contaminación (p. ej., World Bank 2000), pero esta afirmación es más bien un prejuicio. De hecho, muchos países en desarrollo se esfuerzan por controlar la contaminación, y aunque la severidad del control aumenta directamente con el ingreso, el proceso inicia a niveles de ingreso bajos (Dasgupta y Mäler 1995). La mayoría del descenso en la intensidad de la contaminación ocurre en el nivel de ingreso bajo en lugar del medio (Hettige et ál. 1996). Sin embargo, la experiencia nos muestra variaciones considerables entre países, dependiendo de la cultura, política, clima, y muchos otros factores.

En este capítulo, veremos el rango de oportunidades que existen observando algunos instrumentos de política exitosos. Las variaciones en el diseño de instrumentos están estrechamente ligadas a las variaciones en la política económica en general, y el entorno político difiere enormemente entre países: desde una firme dedicación a los principios del mercado hasta una creencia en la sustitución de importaciones y la protección de industrias nacientes, para no hablar de las economías parcialmente

planificadas. Muchos países continúan subsidiando la energía, y México y Brasil protegieron durante mucho tiempo la producción del Volkswagen Beetle, producido en América Latina a lo largo de un período mucho mayor que en otros lugares del mundo, a pesar de ser un vehículo muy contaminante.

Dada la diversidad de políticas, cuesta generalizar acerca de las experiencias de los países en desarrollo, pero hay un hecho que sí parece válido para todos: la regulación física puede ser un punto de partida para la formulación de políticas ambientales, pero suele ser insuficiente cuando las instituciones son débiles. La regulación es complicada, porque las emisiones varían y son difíciles de medir (incluso cuando se trata de fuentes puntuales). Si la agencia de protección ambiental tiene poco personal y recursos, el equipo de monitoreo tiene un costo prohibitivo y el personal está mal capacitado y pagado, entonces los riesgos de un cabildeo engañoso e incluso de corrupción son particularmente elevados. Dada la presión de industrializar y atraer inversiones, las políticas que parten de un cumplimiento estricto no son atractivas.

La experiencia muestra que los costos de mitigación en los países en desarrollo suelen ser bajos. A veces son menores de lo esperado por los gerentes; en especial, si se otorga a las empresas una asesoría apropiada y el tiempo suficiente para adaptarse, algunas políticas económicas o de información suaves pueden ser eficaces. En una situación donde las cuotas o prohibiciones drásticas conducirían a respuestas antagónicas o engañosas y hasta objetadas por la vía judicial, las cargas más bajas acompañadas de asistencia e información pueden conducir a un proceso en el cual las empresas se involucren de manera voluntaria en esfuerzos sustanciales de mitigación. Los instrumentos basados en la reputación, como los esquemas de etiquetado, parecen ejercer efectos similares. En muchos casos, la mejor política es una combinación de instrumentos. Este capítulo aborda varios temas:

- los fondos ambientales en las economías anteriormente planificadas de Europa del este;
- las cuotas y los fondos ambientales en China;
- las cargas ambientales en Río Negro, Colombia;
- los acuerdos voluntarios en el control de emisiones de las ladrilleras mexicanas;
- las tarifas eléctricas diferenciadas en México y Zambia;
- la provisión de información en Indonesia (PROPER); y
- la zonificación y la autorregulación de las zonas industriales en India.

Las primeras tres secciones están dedicadas a las cargas y los fondos ambientales en las economías anteriormente planificadas. Estos esquemas no son simples impuestos pigouvianos; más bien se combinan con otros instrumentos y se presta especial atención al uso de los impuestos recaudados. La cuarta sección se concentra en los acuerdos voluntarios y otras políticas en la industria manufacturera informal. La quinta sección se enfoca en el diseño de tarifas en los países en desarrollo. Los dos últimos ejemplos están destinados a enfatizar la importancia de construir las instituciones apropiadas y de escoger los instrumentos que se adapten a los recursos con los que cuenta la agencia de protección ambiental.



## Los fondos ambientales y otros instrumentos: países del centro y el este de Europa

En el transcurso de las dos últimas décadas, los países del centro y este de Europa (CEE) han experimentado niveles elevados de contaminación y pobreza (Kalaste 1994, Zylicz 1994, Anderson y Zylicz 1996). Estos países (en particular los más industrializados, como Polonia y la República Checa) poseen la capacidad técnica para resolver sus problemas pero carecen de las instituciones y los incentivos apropiados. Los problemas ambientales son tan significativos como para repercutir en la dinámica del crecimiento económico. Constituyen no solo costos y amenazas a la salud y los ecosistemas sino también un elemento disuasivo de las inversiones extranjeras. En respuestas a una encuesta de 1992 de las mil corporaciones más grandes del mundo, los ejecutivos clasificaron el riesgo ambiental como un obstáculo principal a las inversiones en Polonia (OECD 1997, 162). Señalaron dos problemas con relevancia particular: los niveles de contaminación y la ausencia de una legislación clara sobre derechos de propiedad y responsabilidades (ver Capítulo 5 y Bluffstone y Panayotou 2000).

Los niveles iniciales elevados de contaminación tuvieron varias consecuencias para la elección de instrumento de política. Indicaban que los costos serían elevados y si los impuestos pigouvianos se hubieran establecido en esos niveles habrían sido prohibitivos en un momento en el cual las empresas estaban luchando por sobrevivir y los países batallaban con un grado de desempleo y descontento social considerable (ver Markandya 1997). Los impuestos habrían entrado en vigor cuando las empresas estaban tratando de encontrar los fondos para financiar inversiones en reestructuración y mitigación (ver Capítulo 8). El nivel alto de emisiones y el conjunto de problemas ambientales existentes (sitios de desechos peligrosos, por ejemplo) también significaban que los formuladores de políticas ambientales necesitaban no solo dinero para invertir en mitigación sino también cuantiosos recursos físicos para la limpieza. La comprensión de estos factores es fundamental para captar la importancia de los fondos ambientales en los países CEE. Sin embargo, las inversiones ambientales no son siempre necesarias para la limpieza. Muchas de las mejorías ambientales, tales como la reducción de emisiones, se debieron simplemente a la introducción de precios del mercado mundial para energía y recursos (Bluffstone y Larson 1997).

A pesar de las restricciones económicas, los países CEE lograron financiar buena parte de las inversiones ambientales (por lo general más que los países OCDE). ¿Cómo adquirieron los recursos necesarios? Una explicación es que los fondos lograron atraer capital en forma de deuda por naturaleza, fondos del GEF (Global Environment Facility) y financiamiento ambiental proveniente del Banco Mundial, agencias donantes, etc. (ver Capítulo 17). Dichos fondos pueden haber sido importantes desde la perspectiva psicológica y táctica, pero en términos numéricos los flujos de capital internacional fueron insignificantes: menos del 10% de todos los gastos ambientales en los países CEE clave (Zamparutti 1999, 20).

Otra fuente importante para financiar los fondos —y por tanto un instrumento clave de política ambiental en los países CEE— fueron las cuotas o impuestos ambientales. Un prerrequisito para su aceptación era que fuesen relativamente bajos (y con toda pro-

babilidad por debajo del costo marginal del daño). Otro factor importante fue que estos impuestos (y el uso de los fondos previamente asignados) ya se conocían en el sistema previo. Varios países, como Rusia y Estonia, también habían estado utilizando impuestos ambientales durante algún tiempo (Kallaste 1994, Gornaja et ál. 1997, Gofman 1998). Sorprende quizás que algunos de los impuestos ambientales diseñados con el mayor cuidado (al menos en la superficie) se construyeran en el marco de economías planificadas. Los impuestos sobre emisiones individuales se aplicaban dependiendo del potencial de daño de cada emisión, pero también se diferenciaban dependiendo del tamaño y la sensibilidad del área contaminada, según:

$$T = \sum_i e_i T_i g_i \quad (25-1)$$

Donde  $e_i$  es la cantidad de emisiones tipo  $i$ ,  $T_i$  es la tasa impositiva para sustancias químicas individuales (a menudo calculadas como una función de estándares anteriores, que se tomaban como reflejo de la toxicidad; p. ej., en Estonia en los 80 la tasa impositiva para el  $\text{SO}_2$  era de 1 rublo por tonelada, mientras que para plomo era de 408 rublos por tonelada, y para benzopireno de 57.735 rublos por tonelada), y  $g_i$  refleja la sensibilidad de la región (más alta para áreas urbanas o de recreación que para zonas rurales).

Estos impuestos ejercían poco efecto como incentivos durante el período planificado debido a restricciones del presupuesto blando; las empresas no dependían del mercado para sus ingresos sino de un ministerio, y el salario de los gerentes no dependía de las ganancias. Si los “costos” (incluyendo los impuestos ambientales) de una empresa aumentaban, también lo hacían las asignaciones financieras por parte del ministerio encargado de esa empresa. De hecho, los gerentes estonianos gustaban de los impuestos ambientales por razones puramente patrióticas: el dinero que ingresaba al fondo ambiental permanecía en el país, mientras que el “exceso” era desviado hacia Moscú (Kallaste 1994).

Cuando esta estructura empezó a funcionar en el contexto de una economía de mercado, sin embargo, las cuotas tuvieron un efecto importante como fuente de ingresos primero, y existe evidencia considerable de que también tuvieron un efecto incentivador después (Zinnes 1997, Clark y Cole 1998, Bluffstone 1999). Con frecuencia se dice que el impuesto se establece por debajo de “el” costo de mitigación —como si existiera este concepto único—, pero el costo marginal de la mitigación es variable, y parte de esta suele ser rentable, incluso a niveles impositivos bajos. Para lograr una mayor mitigación y en particular para alcanzar el nivel óptimo de esta, hace falta un nivel de cuota óptimo o más elevado.

Los impuestos ambientales no tendrán éxito si se basan en el autorreporte y las agencias reguladoras carecen de recursos de monitoreo y control (Bluffstone y Larson 1997). Otro punto práctico importante es que toma tiempo y esfuerzo cambiar las leyes fiscales porque tienen que atravesar cuerpos burocráticos y parlamentarios. En una economía inflacionaria decrecen rápidamente, incluso si en su origen se establecieron a niveles más realistas (Capítulo 12). Por eso, es importante que los países tengan alguna forma de indexar o actualizar los niveles, pero solamente unos pocos poseen este mecanismo para sus impuestos ambientales.

En Europa del este, los instrumentos de política ambiental parecen haber funcionado mejor, y los fondos ambientales han atraído la mayor cantidad de dinero en Polonia. Polonia dispone de muchos fondos ambientales regionales y especializados, así como un gran fondo nacional (Zamparutti 1999). Este último recolectó y desembolsó el equivalente de entre US\$ 300 millones y US\$ 500 millones al año durante los 90, mientras que el Fondo Federal Ruso recolectó entre US\$ 10 millones y US\$ 20 millones al año, y Ucrania menos de US\$ 2 millones anuales. Incluso fondos polacos más pequeños fueron mayores que los de otros Nuevos Estados Independientes (NEI). Uno de estos fondos, el EcoFund, fue financiado por acuerdos de deuda por naturaleza con el Club de París de acreedores occidentales. Se ha utilizado en el alivio de la contaminación transfronteriza en particular, así como otros problemas ambientales difíciles de financiar a través de otros mecanismos. Mediante una atención muy cuidadosa a las altas tasas de costo-beneficio y la evaluación profesional de proyectos, ha evitado las trampas de ineficiencia que abundan en los programas de fondos con destino específico.

Hungría, la República Checa, Eslovaquia, Eslovenia y Estonia también tuvieron fondos considerables en relación con el tamaño de su población. La mayoría de los países CEE tienen alguna experiencia con los impuestos ambientales y, de hecho, algunos tienen varios impuestos ambientales que no difieren de aquellos en los países de Europa occidental. Los impuestos sobre las emisiones gaseosas se tienden a aplicar a los óxidos de azufre y nitrógeno, carbono, materia formada de partículas y plomo (impuestos diferenciados). Otras tarifas relacionadas con el transporte incluyen los peajes, principalmente en carreteras nuevas. Varios países tienen cargas sobre la extracción de agua, así como cargas y multas sobre la contaminación de aguas (a menudo integradas a las tarifas de agua). Varios países cobran cuotas por el manejo de desechos, y algunos tienen penalizaciones por ruido, fertilizantes y pesticidas, así como cargas especiales por el uso de recursos naturales (tierra, silvicultura, minería, etc.). Polonia, la República Checa, Eslovaquia y los países Bálticos utilizan impuestos bipartitos basados en permisos de contaminación que conllevan cierta carga, y las emisiones excesivas pagan una sobrecarga o penalización<sup>3</sup>.

Los NEI, sin embargo —incluso los más pobres, como Rumania y Albania— han encontrado difícil atraer capital foráneo y generar ingresos tributarios de esta forma. De hecho, la crisis económica en algunos de estos países ha sido tan severa y ha causado tal recesión y problemas sociales que los problemas ambientales se han reducido al último punto de la agenda política. Las únicas mejoras ambientales significativas en estos países son un tanto perversas, pues surgen debido al colapso de porciones importantes de la industria pesada. Para algunos de los países CEE y en especial los NEI, la tarea más urgente puede seguir siendo fortalecer la capacidad de las agencias de protección ambiental y otras autoridades responsables. Sin supervisión o asistencia técnica, buen juicio al formular directivas y regulaciones, y monitoreo y cumplimiento no podemos esperar mucho progreso en el área de la gestión del medio ambiente y los recursos naturales. Ningún instrumento ambiental puede cambiar este hecho, pero si las tarifas bajas son la única manera de financiar la construcción de capacidad e instituciones, entonces pueden constituir un primer paso importante. Para tomar pasos adicionales, la autoridad ambiental debe aprender a priorizar los problemas y a ser flexible (sin ser laxa o corrupta).

## Cargas y fondos ambientales: China<sup>4</sup>

China no es solo uno de los países más poblados del planeta sino también uno de los más pobres y contaminados. En este tipo de escenario, las decisiones de asignación económica se vuelven muy duras. Aunque sus habitantes se beneficiarían de la limpieza ambiental, sus escasos fondos también se podrían invertir en salud y educación, vivienda y agua potable. La contaminación atmosférica en Beijing es tan grave que eliminar 100 toneladas de  $\text{SO}_2$  al año (de un total de 300.000–400.000 toneladas) reduce la mortalidad en una vida estadística (Xu et ál. 1994). El costo de esta reducción —el costo de salvar una vida— es así de unos US\$ 300 (Dasgupta y Wheeler 1997). Incluso en un país pobre como China, parece ser el tipo de inversión pública que debería ser prioritaria en términos de su tasa social de retorno.

El sistema chino de cargas por contaminación es interesante y constituye un ejemplo importante de la aplicación de instrumentos de mercado en un país en desarrollo (es decir, economía antiguamente planificada, ahora en transición). En 1979, se aprobó una ley ambiental que establecía que “en casos donde la descarga de contaminantes exceda el límite fijado por el estado, se cobrará una tarifa compensatoria acorde con las cantidades y la concentración de las sustancias liberadas” (Artículo 18 de la Ley de Protección Ambiental china). Casi de inmediato, algunas municipalidades comenzaron a hacer valer la regulación y, en 1982, el consejo estatal solicitó su implementación nacional. Hoy en día, la mayoría del país está cubierto, y varios cientos de miles de fábricas son monitoreadas y están sujetas en potencia a esta tarifa. Ya en 1994, se habían colectado más de 19 billones de yuan (más de US\$ 2 billones) (NEPA 1994).

Las cargas ambientales chinas no son ejemplos perfectos de impuestos pigouvianos, pero existen pocos ejemplos de este tipo y, además, muchos otros rasgos de la economía china difieren de los libros de texto. Un rasgo distintivo, por ejemplo, es que las cargas se pagan solamente por las descargas que exceden cierto nivel; de este modo, asemejan una multa por incumplimiento. Sin embargo, la idea de una tarifa de usuario se está difundiendo, y algunas de las tarifas de agua y la carga por emisiones de  $\text{SO}_2$  más recientes son cargas pigouvianas directas. Estas cargas se pueden interpretar como una limitación a los derechos de propiedad implícitos del contaminador (Capítulo 5).

Otra característica saliente de las cargas ambientales chinas es que se utilizan primero para financiar fondos usados por la industria para la mitigación (un 70–80% de las cargas) y luego para los costos de la administración central. Después de los costos administrativos, el resto de los fondos se devuelven a las empresas para que los utilicen exclusivamente en beneficio del ambiente. De este modo, en términos generales, las cargas son también una forma de pagos por emisiones reembolsables (ver Capítulos 9 y 24). Por lo general, los fondos se invierten en mitigación pero también se pueden gastar en costos actuales de manejo ambiental. En algunas regiones, la asignación de fondos se basa directamente en los montos pagados por las compañías individuales, mientras que en otras es una selección neutral de proyectos a partir de las propuestas de las mismas empresas. Podemos suponer que incluso en este último caso las empresas que contribuyen pagos cuantiosos al fondo tienen alguna ventaja para financiar sus propios proyectos de mitigación. Así, las empresas pueden ser menos adversas a pagar dichas cargas que otros tipos de impuestos cuyo destino es la hacienda pública.

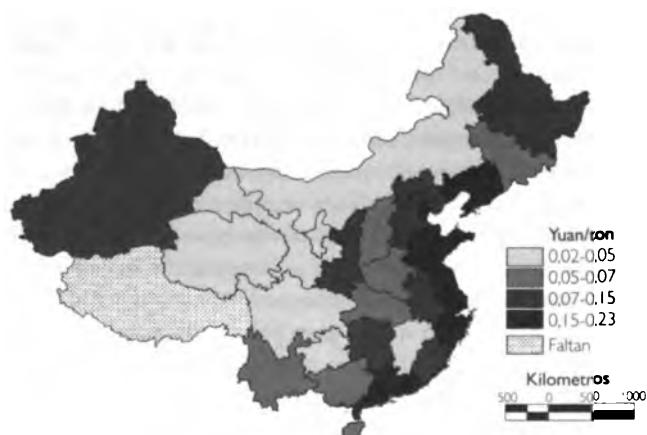
Por último, las cargas son relativamente bajas y menores al costo marginal de mitigación necesario para cumplir con los estándares de emisión chinos; de ahí que algunos analistas cuestionen su eficacia (Qu 1991, NEPA 1992, 1994, Shibli y Markandya 1995). Sin embargo, los investigadores que han estudiado la tasa de emisiones industriales por unidad de producción para la demanda química de oxígeno (DQO) y la carga efectiva por contaminación de agua en 29 provincias y regiones urbanas de China entre 1987 y 1993 afirman que la carga ambiental ha tenido efectos positivos (Wang y Wheeler 1996). Supuestamente, la tasa es igual en todo el país: una regulación que se podría considerar “justa”, pero no necesariamente eficiente, porque los costos del daño y la mitigación varían considerablemente a lo largo de ese gran país, y las sustancias contaminantes no están mezcladas perfectamente. Por ejemplo, no sería deseable tener los mismos estándares (o nivel de carga) en áreas escasamente pobladas y en las grandes ciudades. En la práctica, no obstante, las diferencias en el monitoreo y el cumplimiento en el nivel de fábrica hace que la carga efectiva varíe mucho entre provincias, porque algunas cargas se cumplen parcialmente o se ignoran. En este caso, lo que aparenta ser ineficiencia puede mejorar el funcionamiento del sistema como un todo.

La Figura 25-1 muestra la variación en la tasa impositiva real entre provincias. Este patrón de variación no es aleatorio; los impuestos efectivos son mucho más altos en las provincias densamente pobladas (urbanizadas e industrializadas) del país, sobre todo en las regiones costeras del este. Estas regiones no solo están más densamente pobladas sino que tienden a tener ingresos per cápita más elevados, lo que explicaría por qué tanto las medidas objetivas del daño ambiental como la presión política a favor de la mitigación son mayores. El grado de industrialización también conduce a niveles mayores de contaminación, lo cual —bajo las suposiciones más plausibles acerca de la función de daño— constituye un factor adicional, separado, que aumenta el valor marginal de los daños. La carga ha variado en el tiempo, con grandes aumentos desde 1987. De 1987 a 1993, las intensidades de DQO cayeron a una tasa media de 50% en todas las provincias, y las descargas totales de DQO disminuyeron a una tasa media de 22%.

Wang y Wheeler (1996) estimaron la oferta y la demanda para “el medio ambiente”. La demanda de un “ambiente más limpio” depende de la población y su densidad, así como de la educación, el ingreso, y la proporción de la actividad industrial en la producción económica. La elasticidad estimada de la mitigación con respecto a la carga ambiental es grande y significativa (casi exactamente -1). Además, los resultados señalan que las plantas más grandes contaminan menos y que el que el estado sea propietario ejerce poca influencia independiente sobre la intensidad de la contaminación, lo cual es quizás sorprendente.

Utilizando las quejas de los ciudadanos como medida, la demanda de calidad ambiental se explica por tres factores: el nivel de educación de los ciudadanos afectados, su nivel de ingreso, y el nivel de contaminación visible (Dasgupta y Wheeler 1997)<sup>5</sup>. La demanda industrial del ambiente tiende a depender de las intensidades de la producción técnica (p. ej., la concentración de aguas residuales), del volumen de producción y los estándares legales.

El manejo de la carga por contaminación en China ha sido eficaz. Los niveles de contaminación, ingreso y densidad poblacional parecen explicar la demanda de mitiga-



**Figura 25-1. Impuestos a la contaminación efectivos en China, 1993**

Fuente: World Bank 2000.

Nota: el impuesto es por unidad de descarga de agua residual por encima del estándar.

ción. La educación y el poder de negociación son importantes, también. En resumen, los análisis preliminares sugieren que las autoridades centrales chinas harían bien en dejar que cada provincia balancee los costos y beneficios de los niveles de implementación efectiva. No obstante los resultados presentados aquí, muchos investigadores dudan de que las cuotas chinas sean realmente operativas y eficaces, por lo que falta mucho por conocer acerca de este sistema.

## Cargas ambientales: Río Negro, Colombia<sup>6</sup>

Colombia ofrece un ejemplo interesante de una carga ambiental que funciona a pesar de lo que visto desde afuera parece un ambiente difícil para el establecimiento de políticas. La economía colombiana ha estado creciendo rápidamente durante las últimas décadas. De 1985 a 1995, el PIB creció en un promedio de 4,6%, y buena parte de este crecimiento depende de los recursos naturales (como la minería y la agricultura). La contaminación del aire y del agua también ha estado creciendo; las ciudades grandes como Baranquilla, Bogotá, Bucaramanga y Cali están muy contaminadas. La mayoría de las aguas residuales no reciben tratamiento, y la diarrea y la enteritis son las causas principales de muerte en los menores de 5 años. Las enfermedades respiratorias aumentan rápidamente en las zonas industrializadas.

La Ley 99, aprobada por el Congreso Nacional en 1993, creó el Ministerio del Medio Ambiente y las agencias locales de protección ambiental (Corporaciones Autónomas Regionales), y decretó que las políticas ambientales en Colombia deberían responder por los costos de los daños ambientales. Estipula el uso de instrumentos económicos para prevenir, mitigar y reparar los daños ambientales, así como para financiar las agencias locales. Inicialmente, las

cargas lidiaban con las aguas residuales con base en dos medidas de contaminación: la demanda biológica de oxígeno (DBO) y el total de sólidos en suspensión. Sin embargo, el programa es más que una carga, porque también requiere que todos los actores clave (industrias y municipalidades) negocien metas de reducción de la contaminación durante un período de cinco años. Para guiar la implementación de las medidas de mitigación, el Ministerio de Ambiente ha establecido una cuota mínima para todo el país. Las cargas varían entre las regiones; el factor regional parte del nivel nacional (un factor de 1) y se incrementa (a 1,5, 2, 2,5, ... veces la carga nacional) cada seis meses, hasta que se alcanzan los objetivos meta.

El programa comenzó en la cuenca ecológicamente sensible de Río Negro, cerca de Medellín, donde la agencia regional de protección ambiental —Corporación Autónoma Regional del Rionegro-Nare (CORNARE)— estaba muy interesada en desarrollar estas nuevas herramientas de política ambiental, y tenía una buena relación de trabajo con los actores clave. A los seis meses de implementar las cargas, la contaminación de fuentes industriales de Río Negro cayó drásticamente (en un 28%, medida según la DBO). Esta reducción constituyó un buen punto de partida hacia la meta del 50% acordada para los primeros cinco años. Sin embargo, hubo poco progreso adicional durante los siguientes dos años, así como algún grado de conflicto entre los contaminadores. La industria reclamaba que las cuotas cada vez más altas (para alcanzar la meta final) eran injustas y que las fuentes industriales habían disminuido sus aguas residuales, mientras que las municipalidades no habían hecho nada. Por su parte, las municipalidades se rehusaban a pagar sus cuotas, alegando la falta de dinero.

Actualmente, CORNARE ayuda a las municipalidades a construir plantas de tratamiento de aguas residuales. Más adelante incluirá las fuentes de contaminación no puntual (hogares y fincas), que dificultan el diseño y cumplimiento de políticas. No obstante, abordar la industria primero era un paso necesario sin el cual habría resultado fútil abordar los demás sectores. Las cargas recaudadas de la industria han brindado fondos no solo para inversiones ambientales en las industrias sino también para equipar las agencias de protección ambiental. Se espera que este elemento de la formación de capacidades en el largo plazo fortalezca las instituciones de modo que estén mejor equipadas para manejar otros sectores en un futuro.

Una de las principales áreas de discusión y controversia es el uso de la recaudación (Cuadro 25-1). La aceptación de las cargas por parte del sector empresarial depende de la devolución de buena parte de los fondos hacia la industria para su uso en mitigación (ver Capítulo 9 y 15), mientras que CORNARE quiere invertirlos en la formación de capacidad municipal y tratamiento de aguas residuales. En 1999, la industria recibía al menos un 30% de la recaudación (Cuadro 25-1) de algún modo u otro, y quizás también una parte del 10% para investigación, también. En un análisis de la respuesta de la industria a este sistema, las cargas habían ejercido un efecto positivo sobre las inversiones ambientales de las empresas y la reducción de DBO (Coronado 2001).

Las cargas se están extendiendo a las demás 33 agencias ambientales regionales de Colombia; desde mediados de 1999, más de la mitad de las agencias han tenido un plan, y dos de ellas estaban implementándolo. Las ideas para expandir el sistema incluyen introducir cargas por contaminantes del aire, desechos sólidos, y segmentos altamente contaminantes del sector agrícola (p. ej., la plantación en gran escala de bananas y café).

Se considera que varios aspectos han sido claves para este comienzo exitoso en CORNARE:

**Cuadro 25-1. Asignación de ingresos recaudados por las cargas ambientales en Colombia**

<i>Recaudación asignada a</i>	<i>Asignación (%)</i>
Plantas de tratamiento de desechos	50
Inversiones en tecnología limpia	30
Investigación	10
Administración	5
Educación	5

*Fuente:* CORNARE 2001.

- un alto nivel de conocimiento y compromiso por parte del personal local;
- un apoyo sólido en niveles más altos, en particular en el nivel ministerial;
- información técnica y datos confiables sobre la contaminación;
- una buena relación con las industria contaminadora; y
- una región relativamente pequeña, lo cual puede facilitar el monitoreo.

Uno de los cambios más importantes en Colombia ha sido el cambio de actitudes, evidente en los dos siguientes comentarios del Viceministro del Ambiente Fabio Arjona Hincapié (World Bank 2002):

La idea de que los países en desarrollo no pueden utilizar instrumentos económicos...niega la posibilidad, la suposición de que existen fuerzas competitivas en los países en desarrollo.

Nuestra experiencia de 23 años con los mecanismos de comando y control arrojó pocos resultados de control de la contaminación y costos realmente altos de reducción de la contaminación. Lo que estamos tratando de crear es un cambio fundamental en las señales que mandamos a la comunidad industrial.

## **Participación voluntaria en el control de emisiones: México<sup>7</sup>**

En muchos países en desarrollo, las empresas pequeñas del sector industrial son un componente importante de la industria: proveen empleos y producción, pero también contribuyen a la contaminación. Suelen ser difíciles de regular porque operan en el “área gris” de la economía, donde no aplican los requisitos de reportes a las autoridades. El uso de regulación, zonificación e instrumentos de incentiviación convencionales (impuestos) es difícil y, en algunos casos, la agencia reguladora enfrenta el mismo tipo de dilemas que con la contaminación de fuente no puntual.

Los hornos para cocer ladrillos son una fuente común de contaminación en centros rurales y urbanos a lo largo de los países en desarrollo. En estos contextos, la fabricación de ladrillos es relativamente simple: se mezcla arcilla con arena, se comprime en moldes, se seca al sol y luego se cuece en hornos primitivos. Todo el trabajo es manual. Aunque estas empresas no son inherentemente contaminantes, presentan una amenaza a los barrios vecinos porque la



pobreza y la competencia empujan a sus fabricantes a utilizar el combustible más barato posible: chatarra, como desechos contaminantes —desechos plásticos, neumáticos o madera (con pintura venenosa y otras sustancias químicas)— y aceite usado. Los hornos carecen también de los filtros adecuados y por lo tanto producen emisiones considerables de humo negro.

La estrategia reguladora más común —la prohibición de combustibles sucios— ha tenido poco éxito por ser difícil hacerla cumplir. Los operarios de los hornos carecen de los recursos financieros y la motivación para cambiar, y quienes sí lo hagan verán sus ganancias afectadas por los competidores que no (quienes tienen costos menores). La competencia entre ladrilleras es feroz, y diferencias pequeñas en costos y precios determinan su supervivencia.

En promedio, los hornos estudiados en Ciudad Juárez, México, tenían una capacidad de 10.000 ladrillos, empleaban 6 trabajadores y generaban ganancias de US\$ 100 al mes (Black-man y Bannister 1998). La mayoría de los trabajadores tenían bajos niveles de escolaridad (25% analfabetos) y vivían en casas sin facilidades sanitarias, al lado de los hornos. En México existen cerca de 20.000 ladrilleras de este tipo, y las ciudades grandes contienen cientos de ellas. Estas empresas son particularmente interesantes porque representan bien al sector informal, fuente importante de ingresos en las economías latinoamericanas y de otros países en el mundo en desarrollo.

El control de la contaminación en Ciudad Juárez no se basó en la regulación convencional dictada por las autoridades; fue más bien la iniciativa local de una ONG, pero gozó del apoyo y estímulo de las agencias de protección ambiental. La ubicación de la ciudad (en la frontera entre Estados Unidos y México) la convirtió en un punto focal durante las negociaciones de NAFTA. En su calidad de área severamente contaminada, era un blanco obvio para proteccionistas y ambientalistas, quienes afirmaban que el libre comercio conllevaría la pérdida de empleos y un aumento en la contaminación a medida que las industrias se mudaran a lugares como Ciudad Juárez.

La contaminación generada por las ladrilleras es un problema de planificación y zonificación urbana. Al principio, muchos de los hornos se ubicaban en las afueras de Ciudad Juárez, pero como resultado del rápido crecimiento urbano se encuentran ahora dentro de la ciudad y, por lo tanto, el humo que emiten amenaza la salud de no solamente más de 2000 trabajadores sino también de muchos residentes locales. Los fabricantes de ladrillos suelen pertenecer al Partido Revolucionario Institucional (PRI, en el poder durante la mayor parte del siglo XX) o a otras organizaciones vinculadas a partidos políticos. Estas organizaciones proveyeron un canal valioso para la comunicación con ellos.

No obstante su importancia económica, los ladrilleros han enfrentado una presión creciente por reducir la contaminación con el aumento de la conciencia ambiental en México. Los esfuerzos condujeron a una iniciativa para persuadir a los ladrilleros de utilizar propano, más limpio y muy subsidiado. La iniciativa fue dirigida por el consejo municipal pero más adelante fue acaparada por ONG más apropiadas para la tarea de comunicarse con las organizaciones de ladrilleros. Para 1993, entre 40 y 70% de los ladrilleros cambiaron al combustible más limpio. Sin embargo, este éxito considerable se debió a la confluencia de varios factores: el propano subsidiado de PEMEX (Petróleos Mexicanos), subsidios para la conversión, y mucha asistencia directa y atención por parte de los medios durante las elecciones legislativas, a la vez que el debate acerca de NAFTA se enfocaba en la fuga de capitales motivada por razones ambientales. Los medios y la importancia política del tema

facilitaron la adquisición de subsidios para quemadores de propano, cursos y transferencia de tecnología. Las ONG ayudaron incluso a establecer un precio base para los ladrillos, que se suponía garantizaría las ganancias para todos los ladrilleros, incluso si utilizaban un combustible más caro (este acuerdo, al igual que un intento de organizar un boicot en contra de los productores que usaban combustibles contaminantes, se deshizo rápidamente bajo la presión del mercado). Las autoridades locales también desempeñaron un papel al monitorear y hacer cumplir las regulaciones contra la quema de desechos.

La presión política por permitir el uso de productos de desecho “limpios” tales como el aserrín sin contaminar condujo a un debilitamiento de los controles. Entonces, las autoridades mexicanas enfrentaron un dilema interesante al fijar el precio de los combustibles de petróleo. Todos los combustibles son sustitutos cercanos en varias combinaciones, pero algunos dañan el ambiente en ciertas situaciones y lo benefician en otras. Si la gasolina y el diésel se gravan debido a sus efectos externos negativos, entonces el gasóleo y el queroseno deben gravarse también, porque en algunos casos son sustitutos cercanos de los dos primeros. El propano debería gravarse porque a veces sustituye al queroseno<sup>8</sup>. El propano se subsidió en Ciudad Juárez para fomentar el uso de combustible limpio (es decir, para desincentivar la quema de neumáticos usados y otros desechos). En México, los productos derivados del petróleo han sido tradicionalmente baratos para diseminar los ingresos devengados por este recurso nacional y, se supone, para apresurar la industrialización y ayudar a los más necesitados (para una reseña y crítica de las políticas de fijación de precios de los productos derivados del petróleo en Latinoamérica, ver Sterner 1989). Durante los 90, México se vio influenciado por el Banco Mundial, NAFTA y otras fuerzas —tanto de mercado como ideológicas— para abandonar esta forma de intervención estatal en los precios a favor de un acercamiento más orientado hacia el mercado. Los subsidios del sector energético en México han sido causa importante de una mayor intensidad de uso, desechos, y emisiones. La abolición de dichos subsidios es, en general, una buena noticia para el medio ambiente. Sin embargo, tuvo un efecto negativo en Ciudad Juárez porque la gran mayoría de las ladrilleras abandonaron el propano tan pronto aumentó su precio. Este aumento fue considerable: en 1992, el propano y el aserrín tenían casi el mismo precio, y a mediados de 1995 el primero ya era casi tres veces más caro que el segundo.

Al menos algunas mejoras en Ciudad Juárez parecen ser permanentes. Aunque la mayoría de las ladrilleras han vuelto al aserrín, no han retornado al uso de los combustibles más contaminantes, como el aceite de motor y los neumáticos. Se puede derivar algunas conclusiones importantes (ver también Blackman y Bannister 1998):

- Una política inocente de “primer óptimo” sería gravar los combustibles de desecho, pero este enfoque sería imposible en una gran industria informal con una competencia despiadada y dificultades de monitoreo.
- Las políticas orientadas a prohibir ciertos combustibles o utilizar la zonificación para ciertas actividades tiene mayores probabilidades de éxito con el aumento del ingreso en el largo plazo.
- En el corto plazo las iniciativas de colaboración del sector privado pueden funcionar, al menos con el apoyo de los altos mandos del sector público.

- Los subsidios que de otra manera serían rechazados pueden ser un instrumento útil si se dirigen con cuidado.
- La participación de organizaciones locales es crucial.
- La tecnología avanzada de mitigación puede ser menos apropiada que las medidas simples de bajo costo.
- En economías volátiles en desarrollo, la regulación del sector informal mediante instrumentos de mercado (o de otro tipo) es difícil.

## Tarifas eléctricas diferenciadas: México y Zambia

El costo de proveer servicios de infraestructura como el agua o la electricidad depende de la oferta física y del número y el nivel de consumo de los consumidores individuales. La densidad de los consumidores en las áreas urbanas hace que la inversión per cápita en sus servicios sea mucho menor que en las áreas rurales. El costo de proveer a un consumidor dado no consiste solamente del costo marginal en el largo plazo de la electricidad (o el agua), sino también de los costos de distribución y los costos asociados de medir el consumo, monitorearlo, administración, etc. Estos costos son en esencia fijos, lo que significa que es más caro suplir a los consumidores de volúmenes bajos que a los de grandes cantidades. La curva de la oferta desciende en el intervalo relevante.

Al establecer las tarifas, se debe tomar en cuenta varios factores conjuntamente. En términos conceptuales, las tarifas se describen como regresivas, progresivas o unitarias, dependiendo de si caen, se incrementan o permanecen constantes con el aumento en el consumo (Figura 25-2). Tomando en cuenta los costos fijos de proveer un servicio, podríamos argumentar que los consumidores de grandes volúmenes deberían pagar menos; el sistema tarifario sigue entonces la curva de la oferta, lo cual promueve la eficiencia porque refleja los costos económicos reales para el proveedor. Denomino este tipo de carga una *tarifa de eficiencia*. Cada consumidor paga los costos del proveedor, y así este último tiene un incentivo para proveer el servicio a todos los consumidores. Por otro lado, esta tarifa se podría percibir como agresiva.

Del otro lado de la escala, la tarifa progresiva parte de consideraciones éticas (políticas) y de distribución del ingreso. Provee servicios (como agua o electricidad) a los consumidores más pobres (de consumo bajo) a tasas subsidiadas y le cobra a los consumidores más ricos (de volúmenes mayores) tasas más elevadas. Este tipo de carga parece ser la tarifa más “verde” y apropiada para reducir desperdicio: el consumo mínimo (necesario) es barato, pero los usos que desperdician más el recurso se desincentivan mediante un precio más alto. Sin embargo, cuando se analiza con cuidado, se trata de un tema más complejo y la tarifa progresiva no es necesariamente la mejor para los pobres o para el ambiente.

La tarifa unitaria es “progresiva” en el sentido de que ofrece subsidios a los consumidores de volúmenes bajos y grava a los consumidores de volúmenes grandes en relación con el costo real de la oferta. La tarifa unitaria es también más fácil de implementar que otros tipos de cargas porque se puede utilizar medidores y otras rutinas administrativas más baratos, con menos incentivos para el engaño.

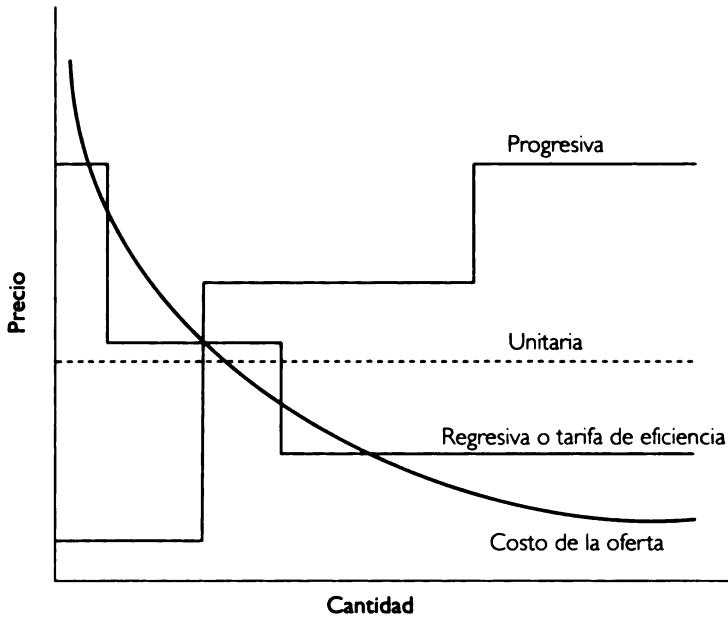


Figura 25-2. *Distintos tipos de tarifas*

Pensar que se requieren tarifas progresivas para la conservación de los recursos naturales es un error. La conservación requiere de conocer el valor correcto del recurso. Para los consumidores individuales este valor no aumenta. A medida que la sociedad utiliza más determinado recurso, la renta puede aumentar, pero este aumento se debe reflejar en tarifas más altas para todos en el tiempo, no necesariamente en un calendario de tarifas progresivas para cada consumidor. Los problemas surgen cuando el nivel de renta apropiado es tan alto que los pobres no pueden costear su consumo, pequeño pero vital.

La tarifa progresiva hace que los clientes pobres no generen ganancias para la compañía que suple los servicios. En principio, los subsidios cruzados pueden ser posibles en algunos contextos (p. ej., la compañía puede obtener sus ganancias de los consumidores ricos y subsidiar a los pobres), pero son poco probables en gran escala. En su lugar, los consumidores pobres terminan recibiendo servicios de segunda o ningún servicio. Por ejemplo, cuando un accidente corta el flujo eléctrico de una comunidad pobre, la compañía de electricidad tiene un incentivo perverso para no restablecer la corriente porque comenzará a perder dinero tan pronto se arregle el problema. Como resultado, los cortes de electricidad son más o menos permanentes en algunas áreas (Köre y Widepalm 1993). Esta no es una buena estructura de incentivos. De hecho, el estado general de la provisión de bienes públicos a las comunidades pobres en muchos países en desarrollo ilustra bien este punto. A menudo el agua es de mala o dudosa calidad y su oferta impredecible; los cortes de electricidad son frecuentes y los servicios de autobús son inadecuados. La gente pobre quiere servicios baratos, pero su principal preocupación es que sean funcionales. Si las tarifas son tales que las compañías proveedoras no logran cubrir sus gastos, no obtendrán los servicios que necesitan.

Las tarifas progresivas pueden incluso desfavorecer a las numerosas familias que comparten una sola vivienda con un solo contrato de servicios, porque su nivel total de consumo es demasiado alto para la tarifa de consumo bajo. Por el otro lado, algunos grandes consumidores pueden engañar el sistema adquiriendo varios contratos a nombre de distintos miembros de la familia, y si cada uno de ellos presenta un consumo bajo, todos pagarán la tarifa mínima.

Con las tarifas de eficiencia el requerimiento es claro: un mecanismo para distinguir entre los grandes y pequeños consumidores. Usualmente, la distinción se logra utilizando una tarifa bipartita, de modo que el precio bajo de la energía viene con una carga fija relacionada con la capacidad máxima instalada. Esta carga fija es prohibitiva para quienes hacen un consumo bajo, que se ven obligados a revelar para que les cobren la tarifa más alta pero con costos fijos más bajos (este ejemplo simple ilustra el mecanismo de revelación presentado en el Capítulo 13).

Las tarifas de agua y electricidad en varios países varían considerablemente de los modelos progresivos a los unitarios o eficientes. Durante años, México ha preferido las tarifas progresivas, de modo que las grandes industrias y consumidores pagan mucho más por la electricidad que los consumidores pequeños. El Cuadro 25-2 muestra una selección de tarifas eléctricas en México en 1993, después de que se habían eliminado algunos de los subsidios más grandes pero permanecían los subsidios cruzados. Si el precio de la corriente de alta tensión para las grandes industrias era de 0,13 pesos/kWh, entonces el costo de proveer electricidad residencial era probablemente mucho mayor. Sin embargo, el consumo bajo pagaba menos de la mitad de esta tarifa por cantidades pequeñas de baja tensión (0,06 pesos/kWh), mientras que los consumidores medianos pagaban un poco más y las industrias pequeñas unas cinco veces más. La irrigación recibía grandes subsidios, mientras que las tarifas comerciales y de pequeñas industrias estaban apenas subsidiadas. Un resultado de dicha política es que muchos hogares mexicanos de bajos ingresos siguen sin electricidad, porque durante años proveérselas conllevó grandes costos para la compañía eléctrica. A partir de final de los 90, estos subsidios cruzados se han eliminado o al menos reducido, y las tarifas de baja tensión tienen cargas más altas que las de alta tensión.

En Zambia, donde la industria minera genera una demanda eléctrica de gran escala, millones de habitantes rurales e incluso urbanos viven sin electricidad y dependen de biocombustibles para la energía de sus hogares". El país tiene un potencial hidroeléctrico considerable, pero su gran mayoría no ha sido explotada, en parte por falta de fondos en Zesco, la compañía estatal de electricidad. Durante años, Zesco detentó el monopolio del servicio eléctrico, pero no le estaba permitido cobrar precios que cubrieran el costo marginal en el largo plazo. Antes de 1994, se utilizaban al menos 19 tarifas eléctricas, 12 de ellas para los hogares sin medidor, y todas bajas (Mulenga 1999). Por ejemplo, los hogares de consumo bajo podían tener una conexión de 2 amperes (Tarifa LC) y pagaban una tarifa fija de 15,7 kwacha al mes en 1992. En cambio, con la tarifa E1, dirigida a hogares de ingreso un tanto mayor (y mayor consumo), la tarifa era de 17,35 kwacha/kWh. Suponiendo que esta última reflejaba el costo verdadero, entonces los hogares con la conexión sin medidor de 2 amperes estarían pagando por menos de 1 kWh/mes, el equivalente de usar una lámpara por 10-15 horas. Los consumidores sin medidor go-

**Cuadro 25-2. Algunas tarifas de la electricidad en México, 1993**

Nivel tarifario	Consumo eléctrico (kWh)	Tasa (N\$/kWh)
1: Residencial	0-25	0,06
	25-50	0,09
	50-75	0,11
	75-100	0,13
	100-200	0,15
	>200	0,47
2: Industrial/comercial pequeño (<25 kW)	0-50	0,32
	50-100	0,41
	>100	0,45
3: Industrial/comercial grande (>25 kW)		0,22
9: Irrigación	0-5000	0,10
	5000-10.000	0,12
H-M: Alta tensión (>1000 kW)		0,13

Fuente: Comisión Federal de Electricidad 1994.

Notas: N\$ = nuevo peso; kW = kilovatio; kWh = kilovatio-hora.

zaban de un trato muy ventajoso, pero la mayoría de las personas que necesitaban una conexión no podían obtenerla.

En el caso de los grandes consumidores industriales se ha seguido una política un poco más pragmática, donde estos pueden elegir tarifas con costos marginales más bajos y tarifas fijas más elevadas. Sin embargo, las tarifas no se actualizan con frecuencia y debido a la alta inflación su valor real suele caer por debajo del costo marginal de largo plazo (Cuadro 25-3). Todas las tarifas siguen siendo tan bajas que ninguna cubre el costo marginal. Más aun, algunas conllevan un subsidio implícito mayor que otras. La tarifa comercial C2 atiende a grandes consumidores y por tanto tiene un costo marginal bajo, pero su precio es más alto (US\$ 0,0586/kWh) que la tarifa comercial C1 (US\$ 0,0436/kWh) para consumidores más pequeños. Este tipo de sistema tarifario engendra corrupción porque el bien subsidiado está en demanda y los responsables de satisfacerla pueden favorecer a ciertas personas. El carácter moral o la cultura no necesariamente determinan la medida de la corrupción en una sociedad: es más probable que el factor determinante consista en aspectos técnicos que se podrían remediar fácilmente. La economía política es muy importante aquí: existe el riesgo de que las tarifas se vean influenciadas por las demandas de "amigos" (que ya gozan de conexiones eléctricas) una preocupación insuficiente por los intereses de los demás, quienes no recibirán el servicio eléctrico a menos que generen ganancias para el proveedor.

## Provisión de información y capacidad institucional: Indonesia<sup>10</sup>

Indonesia personifica las preocupaciones de muchos ambientalistas sobre el crecimiento económico. Este ha sido espectacular —por encima del 10% en algunos períodos— pero

**Cuadro 25-3. Tarifas eléctricas y costo marginal en el largo plazo de la oferta eléctrica según la tarifa, Zambia, enero 1998**

Categoría de consumo	Tipo de tarifa	Precio		Costo estimado (costo marginal en el largo plazo)	
		Capacidad (US\$/kV-A)	Energía (US\$/kWh)	Capacidad (US\$/kV-A)	Energía (US\$/kWh)
Residencial	R2		0,033		0,08
Comercial	C1		0,044		0,15
Comercial	C2		0,059		0,09
Industrial	MD1	6,25	0,035	12,50	0,04
Industrial	MD4	8,33	0,016	11,66	0,04
Servicios sociales	H1		0,042		0,09

Fuente: Adaptado de Mulenga 1999.

Notas: kV-A = kilovoltios-amperes; kWh = kilovatio-hora. El costo marginal en el largo plazo no incluye el costo de contabilizar el consumo, facturación y mercadeo.

se ha basado en una explotación drástica de los recursos naturales, como el petróleo y la madera. Los estimados del crecimiento real (neto) del país (corregido mediante la sustracción del capital natural) son mucho menores, pero sigue siendo impresionante (p. ej., Repetto et ál. 1992).

Indonesia se conoce también por su gobierno autoritario, donde la familia y allegados del presidente Suharto (1967-1998) ejercían un poder e influencia considerables no solo en política sino también en los negocios y la administración. La formulación de políticas y su implementación distaban de ser transparentes. Muchos de los propietarios de las industrias contaminantes eran poderosos, y la agencia local de protección ambiental, BAPEDAL, era una organización relativamente pequeña y débil. La agencia se habría comprado un problema de enfrentar a sus agentes, mal pagados y poco preparados, con los líderes industriales más poderosos y conectados del país. Los riesgos de un monitoreo ineficaz y hasta corrupción eran obvios, al menos si el programa iba a amenazar los intereses de la élite gobernante.

BAPEDAL abandonó la idea de implementar regulaciones (lo cual, en principio, se había intentado durante años sin resultado) porque creía que no tenía posibilidades de éxito frente a la industria al tratar de imponer multas, cierres, u otras penalizaciones. La agencia desconfiaba asimismo de un sistema de cargas ambientales, en parte porque crean una situación de negociación entre el contaminador y los oficiales de la agencia, lo que podría incentivar los sobornos. En su lugar, escogieron un sistema de calificación o etiquetado, el Programa para la Evaluación y Calificación del Control de la Contaminación (PROPER, *Program for Pollution Control Evaluation and Rating*).

Lo que distingue a PROPER es el cuidado y la atención concedidos a todos los detalles del diseño del sistema. En esencia, es un sistema para el reporte de emisiones, la evaluación y el control de este reporte, así como la asesoría y asistencia a las empresas. Cada industria es calificada con base en varios parámetros. Se invirtió un gran esfuerzo en diseñar los parámetros con el propósito de obtener un conjunto apropiado de ellos:

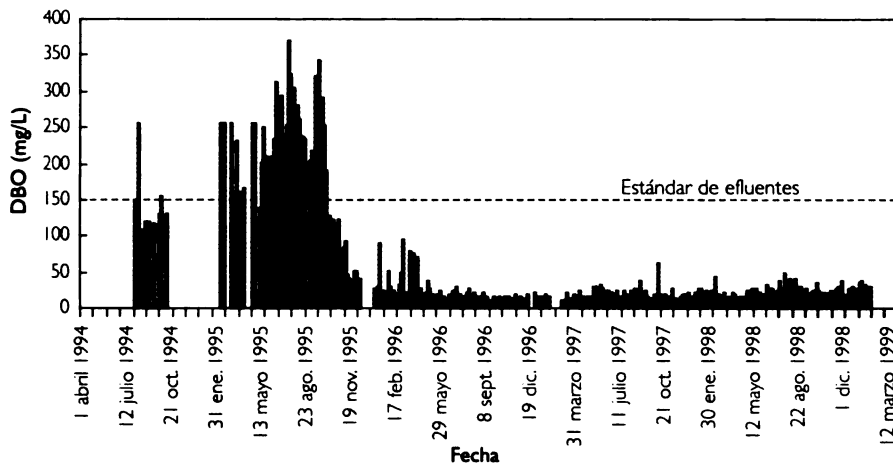
ni tantos que conviertan el reporte en una carga y alienen a las empresas, ni tan pocos que sean fáciles de falsificar. Por experiencia, los oficiales de BAPEDAL saben que, por ejemplo, las obstrucciones en las cañerías causan la emisión excesiva de algunas sustancias contaminantes. Estas obstrucciones se relacionan con otros parámetros reportados por las empresas: producción, uso de la electricidad, consumo de materia prima, agua y otros. Así, el equipo de PROPER recabó muchos indicadores y desarrolló programas pequeños pero sofisticados para determinar la correlación entre los distintos datos recolectados.

Los estudios y programas de ingeniería le han brindado a los inspectores de PROPER una valiosa herramienta: conocimiento. Los inspectores deben estar bien preparados para sus inspecciones y discusiones con las empresas para que estas los respeten. Deben ser percibidos como colaboradores, imparciales e influyentes. Cuando detectan un problema, la empresa no debe sentirse perseguida. La confianza, el respeto y la comunicación son vitales. Muchos de los problemas encontrados durante las inspecciones pueden ser resueltos por las empresas y, en muchos casos, el equipo de PROPER cuenta con la experiencia para ayudarlas. Los inspectores adquieren y mejoran su experiencia porque las empresas los respetan y comparten sus conocimientos técnicos con ellos.

Además, los inspectores deben considerarse incorruptibles. Basta con una instancia de corrupción para arruinar la reputación de este tipo de sistemas. El proceso de recabar, evaluar y calificar datos sobre emisiones está automatizado en un sistema informático formalizado, y un equipo de menos de una docena de personas bien capacitadas maneja el esquema en su totalidad. El procedimiento de calificación y evaluación es transparente, de modo que las empresas saben exactamente qué hacer para mejorar, y otras agencias, competidores, la prensa y el público en general pueden verificar y controlar no solo a las compañías sino también el trabajo de los reguladores de BAPEDAL. Algunas comunidades vecinas afectadas por la contaminación han cuestionado las calificaciones (y por tanto los datos de emisión de una empresa dada) y, en un caso, lograron cambiar el estatus de una empresa que había mentido para recibir la calificación Verde (cuando merecía la Negra).

Para comprender al menos en parte la complejidad del monitoreo justo, veamos la Figura 25-3, que muestra los datos de una medición del efluente de una fábrica indonesia. Los datos de esta industria en particular muestran una respuesta clara al programa PROPER, pero esta clase de diagrama puede ser difícil de interpretar. Nótese en particular la variación diaria. Este tipo de variación es bastante típico, y puede haber una variación por hora o minuto, por lo que su medición es todo un arte. Si se escoge el muestreo, ¿qué mecanismos deben haber para garantizar que la muestra es representativa? ¿Cómo puede el sistema asegurar que la compañía no está liberando cantidades masivas de emisiones mientras el sistema de medición está inactivo? Más aun, la Figura 25-3 muestra solo una medida (la concentración de DBO), pero otras medidas de la contaminación incluyen conteos más detallados de ciertas emisiones. Las regulaciones deben determinar el porcentaje de observaciones razonables bajo un estándar dado de cumplimiento. Si solo se toman algunas mediciones, existe un gran riesgo de que no sean representativas. Cuanto mayor el número de observaciones, menor es el riesgo, pero en ese caso deben crearse algoritmos de medición para distinguir entre anomalías permisibles y violaciones





**Figura 25-3.** Variaciones diarias en la contaminación y el efecto de PROPER en Indonesia después de 1995

Nota: el estándar está fijado en 150 mg/L.

sistemáticas. Si se otorga demasiado poder de decisión a los inspectores individuales, la transparencia disminuye y el riesgo de corrupción (o de ser sospechoso de corrupción) aumenta.

Las clasificaciones se escogieron con cuidado para que fueran simples, claras y comprensibles para todos los ciudadanos. Se eligió un esquema de colores con significados precisos en aras de la coherencia y la credibilidad. Las categorías de colores se describen en el Cuadro 25-4. El sistema entero parte de una regulación previa. Las empresas que se limitan a cumplir con las regulaciones ambientales son Azules. Las empresas proactivas que exceden los estándares ambientales pueden recibir el estatus Verde, y el estatus Oro, de clase mundial, todavía no ha sido alcanzado por ninguna empresa indonesia. Las empresas que no logran cumplir con el mínimo están en Rojo o, en casos de daño ambiental considerable sin esfuerzos de mitigación, Negro.

La divulgación de la información se ha manejado cuidadosamente. El equipo de PROPER comenzó por evaluar 187 plantas contaminadoras de tamaño grande y mediano en 1995. Las calificaciones iniciales indicaron que dos tercios de las compañías no cumplían con las regulaciones y merecían una calificación Roja o Negra, lo cual señalaba la ineficacia de la regulación que había estado en vigor durante largo tiempo. En ese momento, el equipo de PROPER tomó dos pasos cruciales. Primero, se esforzó por verificar los datos, haciendo consultas en varios niveles, en discusiones con representantes de la industria y las ONG, y logrando que no solo el Ministerio del Ambiente sino también el presidente aprobaran el sistema. La aprobación presidencial fue crucial para la credibilidad y legitimidad de la clave de colores. Segundo, el equipo hizo ingentes esfuerzos por no antagonizar a la industria, porque era fundamental que esta no los percibiera como “anti-negocios”. Por ello, comenzaron por informar a todas las industrias y otorgar un plazo de seis meses antes de la divulgación pública de la calificación de aquellas que no

**Cuadro 25-4. Esquemas de color utilizados en PROPER**

<i>Calificación</i>	<i>Requisitos técnicos</i>
Oro	Tecnología limpia de clase mundial Minimización de los desechos; esfuerzos por prevenir la contaminación
Verde	Por encima de los estándares de protección ambiental requeridos por la ley Buen trabajo de mantenimiento y trabajo ambiental
Azul	Cumplimiento con los estándares de protección ambiental requeridos por la ley
Rojo	Por debajo de los estándares de protección ambiental requeridos por la ley
Negro	Daño ambiental severo Ningún esfuerzo por controlar la contaminación

cumplían con los requisitos. Este primer paso tuvo un efecto considerable. Más adelante, divulgaron los nombres de un puñado de firmas muy bien calificadas, las cuales fueron felicitadas en un evento muy publicitado con el Vicepresidente, Tri Sutrisno.

En diciembre de 1995, comenzó la divulgación total de la calificación, industria por industria, para lograr la mayor cantidad de cobertura mediática durante un período más o menos extenso. Los cambios en las calificaciones de junio a diciembre de 1995 y diciembre de 1996 se muestran en el Cuadro 25-5. La respuesta fue inmediata durante los primeros seis meses del programa—incluso antes de la divulgación—, en particular por parte de las plantas Negras y Rojas. El incentivo de evitar la vergüenza de una mala calificación parece haber sido el factor más importante para incrementar la calificación de las empresas. Todas menos una de las empresas en Negro mejoraron, y 24% subieron de Rojo a Azul. La señal de progreso más importante fue que en los primeros 18 meses los efluentes totales de las primeras 187 empresas inspeccionadas disminuyeron en un 43%.

Otro aspecto de la estrategia PROPER fue la inclusión gradual de más empresas. Al concentrar sus primeros esfuerzos en las industrias más contaminantes, BAPE-DAL enfrentó cerca del 20% de la contaminación, proveniente de solo un 1% de las empresas. Al avanzar hacia el 10% de las plantas, cubriría cerca de un 90% de la contaminación, y esta estrategia concentra los esfuerzos de inspección en las empresas donde el efecto ambiental por dólar invertido en control es más fuerte.

Varios mecanismos parecen haber sido esenciales para el éxito del esquema de PROPER (ver Capítulos 3, 6 y 13). Los más relevantes son:

- *Los medios y la reputación:* los gerentes tienen un sentido de la responsabilidad civil. Indonesia tiene una fuerte cultura de la vergüenza, de modo que los empresarios tienden a evitar la publicidad negativa.
- *La reacción de los consumidores:* la reputación de una empresa puede influir en las decisiones de compra. Esta respuesta es probable solo en casos donde el número de productores le ofrece a los consumidores una variedad de opciones. Se podría pensar que este mecanismo funciona solo cuando la industria produce bienes de consumo, pero de hecho la reputación parece ser importante también para compañías productoras de insumos para otras empresas.

**Cuadro 25-5. Cambios en las calificaciones de las empresas gracias a la divulgación llevada a cabo por PROPER en Indonesia (187 empresas)**

Calificación	Junio 1995	Dic. 1995	Dic. 1996	Cambio (%)
Oro	0	0	0	0
Verde	5	4	5	0
Azul	61	72	94	+54
Rojo	115	108	87	-24
Negro	6	3	1	-83

Fuente: datos de BADEPAL (Agencia Indonesa de Manejo del Impacto Ambiental) y el Banco Mundial (World Bank 2000).

- *Reacción de los trabajadores:* los empleados, al igual que los gerentes, deben sentirse orgullosos de su trabajo para estar motivados. En casos extremos (altos niveles de contaminación), los empleados pueden dudar de trabajar en determinada empresa o demandar un salario más elevado. Este factor presupone que los trabajadores tienen opciones de empleo.
- *Reacción de los inversionistas:* al igual que gerentes y trabajadores, los inversionistas pueden decidir con base en criterios éticos, ambientales, o de otro tipo. Incluso si no lo hacen, pueden pensar que los reguladores o las comunidades van a reaccionar frente a los problemas ambientales y por lo tanto preocuparse por los riesgos asociados a las empresas que no cumplen la ley.
- *Reacción de la comunidad:* las comunidades locales, regionales y nacionales pueden reaccionar frente a la contaminación. La divulgación pública es quizás el instrumento que hace más probable esta reacción, porque no depende de la acción de unos cuantos oficiales de la agencia de protección ambiental. Puede ser influenciado por ONG y ciudadanos con acceso a la información y monitorear las acciones de no solamente las empresas sino también los reguladores.

Es demasiado pronto para juzgar la importancia relativa de todos estos factores en el éxito del programa PROPER. Los estudios preliminares indican que las compañías más sensibles a la presión de la reputación son multinacionales, pero las empresas públicas también lo son. Quizás el mecanismo más importante es la simple provisión de información técnica y ambiental correcta y confiable (Afsah et ál. 2000). En este sentido, PROPER cumple el papel de una auditora ambiental. Las empresas que solicitan licencias internacionales como ISO 14000 utilizan la información de esta manera.

PROPER parece tener una ventaja para el tipo de esfuerzos de limpieza rápidos y amplios que constituyen la primera etapa del manejo ambiental. Para lidiar con la diversidad de contaminantes y procesos, las herramientas de monitoreo, licencia e información deben fomentar las buenas prácticas de manejo. En estos contextos, las cargas y los permisos transables no son fáciles de aplicar. En algunas de las economías antiguamente planificadas de Europa se intentaron largas listas de sustancias químicas con cargas específicas. Este esquema no funcionó y lo más probable es que sea imposible, en parte debido a los costos de supervisar un procedimiento tan complicado. En contraste, el costo

del esquema de PROPER fue modesto durante sus primeros 18 meses (US\$ 100.000). Se calificaron casi 200 plantas, de modo que el costo promedio fue de aproximadamente US\$ 500 por planta. Dada la reducción del 40% en la contaminación, el programa fue costo-eficiente. Desafortunadamente, la severa crisis económica en Asia acabó con el programa antes de que se institucionalizara por completo y ya queda muy poco de él.

Varios otros países han adoptado programas semejantes. El más avanzado es EcoWatch, en Filipinas, con muchos rasgos similares, incluyendo el esquema de colores. Con este programa, durante la evaluación inicial de 52 plantas en Manila se encontraron 48 que no cumplían la ley (Negro o Rojo). El fracaso de la regulación convencional fue la principal motivación para el etiquetado. En apenas un año, el número de plantas catalogadas en Azul aumentó de 8 a 58% en 1998.

México, Papúa Nueva Guinea y Colombia también han emprendido sistemas de divulgación, y unos cuantos países más han anunciado intenciones o intereses similares. En Colombia, el programa complementará las cargas discutidas anteriormente. En India, una ONG ha lanzado el Proyecto de Calificación Verde (Green Rating) para monitorear el desempeño ambiental de grandes empresas de ese país (Kathuria y Haripriya 2000).

## La regulación de la contaminación en dos pasos: India<sup>11</sup>

El Corredor Dorado que atraviesa el estado de Gujarat es una colección de núcleos de contaminación. Gujarat, ubicado al oeste de India en la frontera con Pakistán, se ha convertido en un “refugio tóxico”, como refleja la reubicación de la peligrosa industria de desguace de barcos desde el mundo en desarrollo a Asia. Más de la mitad de los barcos del mundo se desmantelan en un solo pueblo de Gujarat (Alang). Esta peligrosa tarea involucra la exposición a grandes cantidades de asbesto, arsénico, aceites residuales, pinturas y otras toxinas. El desguace no se hace en astilleros; los barcos simplemente se llevan hasta la playa, se desmantelan y cortan con herramientas manuales (como antorchas) por trabajadores migrantes carentes de equipo de protección. Una de las peores fuentes de contaminación en esta área es un grupo de industrias químicas ubicadas en el Parque Industrial Ankleshwar, no lejos de Alang.

Durante los últimos 30 años, se han aprobado muchas leyes ambientales en India. Estas leyes tipifican el uso de medidas de comando y control, instrumentos económicos e instituciones que facilitan la participación en la gestión del medio ambiente. La Ley de Protección Ambiental facultó al gobierno para crear consejos centrales y estatales para prevenir, controlar y mitigar la contaminación. En Gujarat, la máxima autoridad ambiental es el Consejo para el Control de la Contaminación (GPCB, por sus siglas en inglés). Puede demandar información de cualquier industria, poner multas e incluso ordenar clausuras. La provisión legislativa más importante que ha obligado a los contaminadores a hacer conciencia es la litigación de interés público (ver Capítulo 11). Al menos en el papel, las autoridades indias disponen de una amplia gama de instrumentos, incluyendo estándares formales, frecuencias variadas de inspección, subsidios, impuestos y cargas, así como divulgación de la información, la imposición de responsabilidades y zonificación.

### ***Los parques industriales en India***

Buena parte de las industrias (contaminadoras) organizadas en India se ubican en parques industriales, los cuales son herramientas de zonificación para dispersar la industria e industrializar áreas "atrasadas". En potencia, este énfasis en la zonificación podría incluir un fuerte hincapié en adaptar la naturaleza de la industria a la capacidad de carga de los ecosistemas, o al menos alguna consideración de la infraestructura, como la disponibilidad de agua y el tratamiento de desechos. Existen cerca de 1000 parques industriales en India.

Los parques industriales podrían cumplir un papel importante en el proceso de regulación. Tienen alguna forma de estructura democrática o cooperativa, y la contaminación que producen puede considerarse como contaminación de fuente difusa. Para los reguladores y quienes residen fuera de dichos parques, resulta difícil y caro (aunque no necesariamente imposible) monitorear las plantas individuales, pero la contaminación agregada de un parque industrial es notoria y atrae una atención que puede resultar en publicidad negativa y hasta en cierres de plantas. Una estructura de monitoreo en dos etapas puede surgir porque el monitoreo detallado es más barato y fácil dentro del parque. Además, los parques industriales tienen algún incentivo para regular y disciplinar a sus miembros, porque todas las industrias del parque se pueden ver afectadas si se daña su reputación. Es por tanto relevante referirse a la literatura sobre recursos de propiedad común y a la teoría de la regulación de la contaminación de fuente difusa (Capítulos 4 y 13).

Aunque los consejos para el control de la contaminación tienen el mandato de monitorear plantas individuales dentro de los parques, dada la enormidad de dicha tarea y los costos que esta comporta solo pueden monitorear las emisiones agregadas del parque si este toma la iniciativa de monitorear a sus miembros. Empero, la posición de intermediario del parque es complicada. Sus únicos instrumentos incluyen la provisión de infraestructura (parcialmente subsidiada por las autoridades centrales) y un sistema voluntario de cuotas y sanciones. Carece de poder formal. En las siguientes secciones, discutiremos la eficiencia de los instrumentos mencionados.

### ***Formulación de políticas y mediación: el Parque Industrial Ankleshwar***

El Parque Industrial Ankleshwar (PIA) es uno de los más grandes parques químicos de la India. Abarca un área de 1605 hectáreas y alberga más de 400 plantas químicas. Estas unidades fabrican más del 25% de la producción farmacéutica, de sustancias químicas, plaguicidas y tintes de Gujarat (5% de toda la India). La Asociación de Industrias de Ankleshwar (AIA) ha estimado que sus miembros generan diariamente entre 250 y 270 millones de litros de desechos líquidos y cerca de 50.000 toneladas de desechos sólidos al año. Como consecuencia directa, los habitantes de la periferia del parque sufren la contaminación del aire y el agua. La mayor masa de agua en la zona, el Arroyo Amlakhadi, está totalmente desprovisto de vida biológica. Los pueblos cercanos han sufrido por la mala calidad del agua, que alegan ha contribuido a la muerte de ganado.

Durante los últimos años, este parque y otros han comenzado a dar algunos pasos preliminares hacia la limpieza ambiental, quizás en parte gracias al mayor acceso a la

información pública, a la litigación de interés público y a tragedias ampliamente difundidas, como la de Bhopal, que parece haber advertido a los contaminadores del riesgo de las acciones legales. Además, el parque se ubica en la carretera Bombay-Delhi, altamente visible para los transeúntes.

El PIA ha utilizado varios instrumentos para coaccionar a sus miembros, incluyendo la provisión de información, la regulación directa (de estándares de emisión), las cuotas por efluentes y las multas. Estos esfuerzos se relacionaban en parte con la creación de una planta común de tratamiento de efluentes para las industrias de pequeña escala y un relleno central para los desechos sólidos. Ambas facilidades estaban subsidiadas por el gobierno pero operaban bajo el principio de que el contaminador pagaba (es decir, cada unidad paga según su carga de contaminación y la cantidad de desechos que genera). Un instrumento adicional del parque industrial es la publicidad. En 1989, la AIA creó la Sociedad de Preservación del Ambiente de Ankleshwar (AEPS, por sus siglas en inglés) para tomar una posición más proactiva. Los dos objetivos de la Sociedad eran ayudar a las industrias a disponer de los desechos y los efluentes y controlar la contaminación aérea, así como establecer un laboratorio para examinar muestras de efluentes y del aire. La Sociedad ha comprado equipo de monitoreo, ofrecido programas educacionales y plantado árboles. Fue una de las primeras organizaciones del país en obtener concesiones fiscales por proyectos de combate de la contaminación.

Una de las actividades de la AEPS consiste en monitorear efluentes y emisiones de industrias químicas en el Parque. Si el pH, demanda química de oxígeno y otros valores de muestreo exceden los estándares del GPCB, el comité ambiental de la AIA convoca a las unidades relacionadas. Tras un par de advertencias, la AIA impone una multa o alguna otra sanción. Estas penalizaciones están cuidadosamente escalonadas y aumentan en proporción a la frecuencia y severidad de la ofensa, contaminación o método de descarga (algunas formas de descarga ilegal fuera del área designada son particularmente reprobables). A manera de ejemplo, en el Cuadro 26-6 se presenta la estructura de penalización por el bombeo ilegal de efluentes ácidos; el vertido similar hacia el sistema de alcantarillado externo conlleva penas aún más severas. Otras infracciones de las reglas de demanda química de oxígeno u otras tienen penalizaciones diferentes pero igualmente estrictas.

Después de repetidas infracciones (o cuando no se cancelan las multas), el último recurso de la AIA es reportar la unidad responsable al GPCB. La existencia de esta amenaza es un mecanismo decisivo. La AIA no va a sobrereportar al GPCB porque esto sería una señal de fracaso de su parte. Asimismo, el reporte de una unidad puede conducir a un cuestionamiento del Parque como un todo. Además, la inspección de una unidad por parte del GPCB puede desencadenar la inspección de otras unidades. Todas estas razones podrían explicar por qué para principios de 1999 la AIA había reportado solamente tres infractores perennes al GPCB. La reacción del GPCB también será importante para el éxito de las multas "voluntarias" de la AIA en situaciones futuras de monitoreo y detección.

De 1996 a 1999, varias unidades fueron sometidas a penalizaciones por violar los estándares del GPCB. Las penalizaciones impuestas y recuperadas se presentan en el Cuadro 25-7. Aunque el monto de la penalización aumenta nominalmente, la tasa de su recolección en el tiempo parece estar decreciendo. Esta tendencia indica una erosión

**Cuadro 25-6. Penalizaciones impuestas por la Asociación Industrial de Ankleshwar por el bombeo ilegal de efluentes ácidos hacia el alcantarillado del Parque Industrial Ankleshwar en Gujarat, India, 1998**

Ofensa	Penalización (rupias)	
	Empresas pequeñas	Empresas medianas y grandes
Primera	2500	10.000
Segunda	5000	20.000
Tercera	10.000	40.000
Cuarta	Reporte al Consejo para el Control de la Contaminación de Gujarat	

aparente de la autoridad del Parque. Sin embargo, el número de observaciones es demasiado pequeño para estar seguros, y las cifras incompletas de 1998 son particularmente inciertas.

La disminución en el porcentaje de multas recolectadas y penalizaciones impuestas se atribuye al hecho de que la AIA y AEPS son organizaciones voluntarias y no están autorizadas legalmente para cobrar multas, de modo que las unidades infractoras pueden no sentirse obligadas a pagar. El cumplimiento depende de la participación voluntaria, pero todas las industrias deberían entender que les conviene alcanzar un mínimo de mitigación para proteger su reputación colectiva. Sin embargo, esta situación es el clásico “Dilema del Prisionero”, y el rápido descenso en el cumplimiento voluntario puede ser un ejemplo de un movimiento desde un equilibrio inicial de colaboración hacia un equilibrio de Nash (ver Capítulo 10). Después de que unas cuantas empresas lograron esquivar sus multas o se dieron cuenta de que no hubo consecuencias para el 20% de empresas que no pagaron en el primer año, las demás empresas perdieron rápidamente el incentivo para colaborar.

Las reglas e instituciones deben estar diseñadas con cuidado para evitar este tipo de problema (Ostrom 1990). Las personas que colaboran para gestionar recursos de propiedad común tienden a estar más o menos en el mismo plano. También suelen estar ligados por su historia y cultura, que generan confianza, tradiciones y normas. Sin embargo, entre una colección de industrias las disparidades de tamaño y poder pueden ser enormes, y el factor cultural es definitivamente más débil que en una aldea de pescadores o agricultores.

Una de las instituciones más importantes para la autogestión colectiva es un sistema de monitoreo y castigo, parecido a las sanciones escalonadas de la AIA. Otros criterios importantes tienen que ver con la congruencia entre los deberes, obligaciones e influencia democrática. Se podría sospechar que la disparidad en tamaño e influencia entre las plantas grandes y pequeñas será una dificultad de orden mayor, y la evidencia anecdótica de Gujarat sugiere que muchas compañías sospecharon que las empresas con ejecutivos en las directivas de la AIA o AEPS recibirían un trato más indulgente o verían sus multas condonadas. Empero, la tasa de recolección para los montos totales de las multas (Columna 7 del Cuadro 25-7) es mucho más alta que la tasa de recolección del número de multas (Columna 4). Estos resultados señalan que la AIA no logró recolectar las multas más pequeñas, no las más grandes. La razón principal es que las empresas más pequeñas

**Cuadro 25-7. Multas impuestas y recolectadas por la Sociedad de Preservación del Ambiente/Asociación Industrial de Ankleshwar en el Parque Industrial Ankleshwar en Gujarat, India, 1996-1999**

Año	No. de multas impuestas	No. de multas recolectadas	Tasa de recolección (% del no. de multas)	Monto total de las multas impuestas <sup>a</sup>	Monto recolectado <sup>a</sup>	Tasa de recolección (% del monto recolectado)
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
1996-1997	150	36	24	6,9	5,5	80
1997-1998	196	38	19	9,8	6,0	61
1998-1999 <sup>b</sup>	186	37	20	15,1	2,7	18
Total	532	111	21	31,7	14,2	44,6

<sup>a</sup> Montos en cientos de miles de rupías (también llamadas *lakhs*).

<sup>b</sup> Datos incompletos (hasta diciembre de 1998 solamente).

simplemente carecen de efectivo, lo cual sugiere que los datos no muestran una influencia indebida por parte de las empresas más grandes.

Las multas impuestas y recolectadas cumplen un propósito doble, porque se utilizan para financiar costos recurrentes, así como parte de los gastos de capital del laboratorio de la AEPS. Una tasa decreciente de recolección tiene un efecto directo sobre los monitoreos futuros. Los registros de las cartas de penalización enviadas por violaciones en la demanda química de oxígeno muestran que en los primeros 6 meses de 1998, 64 plantas recibieron un total de 202 cartas, las cuales sumaban un total de 6 millones de rupías, el doble de la penalización recolectada por la AIA en los tres años anteriores. Sorprendentemente, los dueños de tres de las unidades infractoras son miembros del comité ejecutivo y del comité ambiental.

#### **Provisión de infraestructura: tratamiento de efluentes, relleno y tubería**

Un componente crucial además del sistema de monitoreo es la provisión de bienes públicos locales en forma de infraestructura para la mitigación, el tratamiento, transporte y desecho de los residuos. Esta tarea está íntimamente ligada al monitoreo. El Parque ha establecido una planta común de tratamiento de efluentes (PCTE) y un relleno sanitario, así como un proyecto para construir una tubería hacia el mar. Estos proyectos merecen un comentario más amplio.

En principio, la PCTE provee tratamiento primario, secundario y terciario, y fue construida exclusivamente para las industrias de pequeña escala, que se creía carecían de los fondos y el conocimiento para emprender dicho tratamiento por sí solas. El estado proveyó tierra subsidiada y un subsidio del 25% para los costos de construcción, pero la PCTE funciona como una empresa privada, bajo el principio de que el contaminador paga. El sedimento proveniente de la PCTE se deposita en el relleno junto con algunos desechos sólidos, también a cambio de una cuota. El relleno se construyó siguiendo especificaciones modernas para evitar la filtración y también funciona de manera comercial (el único subsidio fue la mitad del costo del terreno requerido)<sup>12</sup>.



Se hacen evidentes un par de fallas serias. Primero, en el nivel técnico, el concepto de la PCTE no es creíble porque la unión de varias sustancias químicas crea una mezcla desconocida que es difícil de tratar apropiadamente. Si hay muchas toxinas presentes, los microbios también morirán, impidiendo el tratamiento de incluso la fracción biodegradable, que habría sido relativamente simple tratar por separado. Las pruebas llevadas a cabo por Greenpeace muestran que el efluente tratado y el sedimento resultante contienen las mismas toxinas, lo cual pone en duda la eficiencia del tratamiento.

Además, varios obstáculos organizativos severos han plagado al PIA. Muchas empresas pequeñas no son miembros de la PCTE y se sospecha que utilizan las alcantarillas abiertas u otros medios ilegales de desecho. Las empresas pequeñas se quejan de las altas cuotas y la inflexibilidad del contrato. Las cargas son fijas, independientemente del tamaño, lo cual torna astronómica la cuota para algunos e insignificante para otros. También reclaman que las cuotas no son flexibles en relación con la cantidad de desechos, que varía con la producción. Por último, se quejan de que sus competidores en otros estados no enfrentan la misma regulación ambiental y por tanto pueden ofrecer precios más bajos. Además, varias empresas grandes utilizan la PCTE, aunque fue establecida para las empresas pequeñas. Aparentemente, sus propias plantas de tratamiento son insuficientes o les sale más barato usar la PCTE. Esta práctica puede incrementar los costos de operación de la PCTE y, en última instancia, las cuotas que pagan las industrias más pequeñas, lo cual solo empeora la controversia que rodea el asunto.

El Arroyo Amlakhadi, contaminado en extremo, tiene 14 km de longitud y culmina en el Río Narmada. El arroyo lleva efluentes del Parque Industrial Ankleshwar, así como de los Parques Industriales Panoli y Jhagadia. Fue reforzado en 1995-96 a un costo estimado de 6 millones de rupias (recuperadas de las industrias) para reducir el filtrado de efluentes hacia el agua subterránea. Sin embargo, la condición del arroyo sigue siendo insatisfactoria, y el comité ambiental del Parque ha sugerido la construcción de una tubería mar adentro para el "desecho seguro de los efluentes". Este proyecto goza de algún apoyo por parte del Banco Mundial, y aunque el vertido de desechos tóxicos hacia el mar es trágico y podría incluso violar las convenciones internacionales, sí sería una mejora local.

Aunque insuficientes, se han hecho varios esfuerzos serios por limitar la contaminación en los parques industriales de la India, incluyendo la provisión de infraestructura y el uso de varios instrumentos de política. Los instrumentos incluyen la provisión de información, la regulación directa (estándares de contaminación), cuotas, multas y subsidios en varios niveles. Los esfuerzos voluntarios del Parque Ankleshwar han conducido al monitoreo de las industrias contaminadoras, la recaudación de algunas multas auto-impuestas, la construcción de la PCTE y el relleno sanitario, y el prospecto de una tubería. El monitoreo parece difícil, y el sistema de tratamiento de efluentes y desechos tiene fallas serias. Sin embargo, las autoridades centrales disponen de recursos claramente insuficientes, y el Parque podría tener el potencial de desempeñar el papel de un principal intermedio en un juego de regulación en dos etapas. No obstante, la experiencia hasta la fecha sugiere que ejercitar ese rol no es sencillo.

## Lecciones aprendidas

Se han descrito tres olas de formulación de políticas ambientales en los países en desarrollo o transición: regulación de comando y control, incentivos económicos y provisión de información (Tietenberg 1998). A esta caracterización excelente y concisa agrego una cuarta categoría: la construcción de instituciones para la asignación de derechos que son fundamentales para cualquier mecanismo de mercado. En la práctica, se necesitan muchas instituciones específicas; por ejemplo, organismos que establezcan las reglas de responsabilidad, cortes y organizaciones de monitoreo, así como medios de comunicación y agencias que trabajen con la regulación ambiental en los niveles local, nacional y supranacional.

Estas tres o cuatro categorías de formulación de políticas no necesariamente se tienen que repetir en el mismo orden que en los países industrializados. Son interdependientes y deben construirse formando un balance delicado, único para cada caso en particular. La experiencia muestra que varios instrumentos pueden funcionar en distintos contextos. Los impuestos ambientales han desempeñado un papel importante en algunos de los casos discutidos, como en China y Colombia; la transacción de permisos ha tenido algún éxito en la mitigación de la contaminación en Chile (ver Capítulo 7) y en las políticas pesqueras de otros países. La provisión de información y otros instrumentos blandos (como los acuerdos voluntarios o la regulación en dos etapas) han sido importantes en Indonesia, México e India.

Uno podría pensar que deben existir instituciones antes de que los instrumentos de política ambiental puedan funcionar, y la lógica y la experiencia apoyan esta noción. Sin embargo, algunos temas son tan urgentes que necesitan de regulación inmediata, incluso antes de que se establezca la institución pertinente. La formación de instituciones requiere tiempo y dinero; construir un programa funcional de manejo de desechos peligrosos toma al menos 10-15 años, incluso si abundan los recursos financieros y existe una cultura de respeto a la ley (Probst y Beierle 1999). Por esta razón, las cuotas moderadas y con destino específico pueden formar parte de un paquete inicial de instrumentos. Algunos aspectos pertenecen formalmente a la jurisdicción de las autoridades nacionales, pero en la práctica las compañías multinacionales prefieren la estandarización. Sus subsidiarias son sensibles a las presiones en los mercados extranjeros y, en esos casos, la provisión de información puede ser una herramienta extremadamente eficiente. Incluso las cuotas pequeñas y la obligación de proveer información correcta requieren de alguna forma de regulación y una capacidad de monitoreo, de modo que al menos alguna capacidad institucional se tiene que establecer tempranamente. Los instrumentos y las instituciones se desarrollarán entonces en un proceso de interacción continua.

Es imposible generalizar acerca de las distintas áreas del ambiente y los recursos naturales, o acerca de grupos de países calificados "en desarrollo". Algunos países tienen un desarrollo histórico acumulado y prácticamente ininterrumpido a lo largo de cientos y quizás miles de años, lo cual les otorga características especiales en áreas como los derechos y las instituciones, que dependen de la confianza, la cultura y las normas. Otros países tienen una historia reciente, conflictiva o caótica con una gran diversidad cultural (p. ej., los que fueron creados mediante el colonialismo). Algunas áreas de la gestión

ambiental dependen a su vez de una ciencia ecológica y una tecnología complicadas (p. ej., los desechos de plantas químicas o nucleares), mientras otras se caracterizan por una tecnología conocida pero llena de problemas como la información asimétrica, como en el caso de la gestión conjunta de muchos recursos naturales.

La eficiencia, aunque importante, no es el único criterio para la selección de políticas. Se debe prestar mucha atención a los criterios distributivos, políticos e informativos, además de a la implementación misma de las políticas. En los países en desarrollo en particular, donde el monitoreo y el acceso a la tecnología y los créditos es más difícil, resulta crucial considerar políticas que evitan el antagonismo y promueven la cooperación y la participación.

### Lectura adicional

Bečvář y Kokine 1998  
Bluffstone y Larson 1997  
Klarer et ál. 1999  
Markandya 1997  
Tarhoaca y Zinnes 1996  
Zhang 1998

### Notas

1. Las autoridades ambientales chinas estiman que más del 70% de toda la contaminación en ese país es de origen industrial. Sin embargo, en muchos países de medianos ingresos como México y Brasil, los vehículos motorizados y otras fuentes crean la mayoría de las emisiones (World Bank 2000).

2. Es difícil encontrar etiquetas descriptivas para los grupos de países. Palabras como “ricos”, “industrializados”, “OCDE” u “occidentales” tienen connotaciones similares pero imprecisas, especialmente cuando los países cambian de categoría. Polonia, por ejemplo, es pobre según estándares norteamericanos y lo era aún más hace 20 años. Sin embargo, incluso entonces era un país muy industrializado; de hecho, la industrialización origina muchos de sus problemas ambientales. Aunque Polonia se podía contrastar con países OCDE en el pasado, esto dejó de ser apropiado a partir de 1996, cuando el país se unió a la OCDE (junto con Hungría, Corea y México). Aquí me refiero al grupo por lo general más rico de países “en desarrollo” (Polonia, los Países Bálticos, los estados de la antigua Yugoslavia, etc.) como “Europa central y del este”, y a la antigua Unión Soviética (Rusia, Bielorrusia, Ucrania, etc.) como los Nuevos Estados Independientes. Por otro lado, las referencias a los países OCDE invocan las economías más ricas e industrializadas de Europa Occidental, Estados Unidos y Japón.

3. Los impuestos bipartitos se mencionan en los Capítulos 7 y 15. Las Partes IV y V contienen más ejemplos de países CEE y los Nuevos Estados Independientes en temas como la gasolina plomada, el agua y la silvicultura.

4. Esta sección se basa en Afshar et ál. (1999), Wang y Wheeler (1996) y Wang y Wheeler (1999). Se beneficia también de comentarios e información provenientes de Lee Travers, Hua Wang, David Wheeler y Jian Xie.

5. La *contaminación visible* es una medida de partículas y polvo. El efecto de los contaminantes invisibles del aire (dióxido de azufre) y el agua (DQO) fue mucho menor.

6. Gran parte de la información de esta sección proviene del sitio Web *World Bank New Ideas in Pollution Regulation* (NIPR) (World Bank 2002). Gracias a David Wheeler del Banco Mundial, Thomas Black Arbelaez de MINAMBIENTE, y Jorge García y otros de la Universidad de los Andes

(Bogotá, Colombia) por sus valiosos comentarios y observaciones. Al igual que para otros esquemas descritos en este libro, el descontento social es una amenaza permanente a este tipo de instrumento (y a cualquier otro esfuerzo por construir una sociedad sostenible).

7. Esta sección parte de Blackman y Bannister 1998. Gracias a Alan Blackman por sus comentarios. Ver también Dasgupta et ál. (2000).

8. En algunas regiones, el queroseno ha sido subsidiado para detener la deforestación, particularmente en las áreas periurbanas áridas. Estas políticas no han logrado reducir el consumo de leña (Mercer y Soussan 1992).

9. La leña cubre más del 70% de los requerimientos energéticos (Mulenga 1999). Aunque el programa de electrificación de asentamientos ha conectado muchos residentes urbanos sin costo por conexión, muchos pierden la conexión porque no pueden pagar ni siquiera las tarifas bajas.

10. Gracias a Shakeb Afsah por sus valiosos comentarios e información en esta sección. Otras fuentes son World Bank (2000), Afsah et ál. (1996), Pargal y Wheeler (1996) y Afsah y Vincent (1997).

11. Esta sección se basa en Kathuria y Sterner 2002 (ver también Kuik et ál. 1997, Murty et ál. 1999 y Greenpeace 1999).

12. Este relleno fue el primer sitio en India donde se llevó a cabo un proceso de consulta popular, siguiendo los lineamientos del Banco Mundial y el Ministerio de Ambiente y Bosques. La consulta se debió a que en 1996 se trató de establecer un relleno cercano a una aldea, lo cual fue impedido por la oposición local y por una demanda de interés público en contra del relleno.

## PARTE VI

# *Instrumentos de política económica para el manejo de recursos naturales y ecosistemas*

**E**L MANEJO DE RECURSOS NATURALES Y ECOSISTEMAS es crucial para el mundo entero y económicamente imprescindible en la mayoría de los países en desarrollo. Las funciones ecosistémicas son numerosas, además de tecnológica y ecológicamente complejas. A menudo, la complejidad de un ecosistema se ve reproducida en las instituciones sociales diseñadas para manejarlo. La gestión del riesgo, la incertidumbre y la información asimétrica, el riesgo del parasitismo y las preocupaciones distributivas deben ser abordados frente a un resultado parcialmente estocástico de la naturaleza. No pretendo cubrir todas las categorías de recursos naturales en los próximos siete capítulos; más bien, escogí algunos representantes ecológicamente significativos, importantes desde el punto de vista económico y que ilustran algunos aspectos teóricos de interés.

El sector público tiene un papel natural en proveer (o al menos monitorear) la oferta de agua porque este “bien” vital presenta varias características especiales: bien público, externalidades e indivisibilidad de las inversiones productivas. Al mismo tiempo, gestionar el agua es mucho más que ofrecer tecnología; los precios y la estructura tarifaria son aspectos cruciales, como se discute en el Capítulo 26. La gestión de los desechos se considera como un problema ambiental “marrón” en lugar de “verde” como los recursos naturales. No obstante, el manejo de los desechos requiere de recursos naturales en forma de capacidad del ecosistema de reciclar o asimilar desechos (ver Capítulo 27).

Los instrumentos de política para las pesquerías costeras pequeñas o grandes e industrializadas se discuten en el Capítulo 28. La agricultura se aborda en el Capítulo 29, en particular en relación con la contaminación de fuente difusa, los derechos de propiedad, los incentivos y la gestión del riesgo. En el Capítulo 30 discutiremos la silvicultura, en particular la asignación de la tierra entre agricultura y bosques. Entender esta asignación es esencial para cualquier discusión de los instrumentos de política (p. ej., títulos de propiedad, tenencia segura, manejo de la propiedad común, cuotas de tala, políticas de concesión, valor en pie, subsidios y tarifas). Por último, exploraremos las funciones de los ecosistemas y su preservación mediante las reservas y el ecoturismo en el Capítulo 31.

# Agua

**L**AS CARACTERÍSTICAS DE PRODUCCIÓN y consumo del agua en tanto recurso son únicas. El agua es esencial por varias razones (bebida, limpieza e irrigación), y los determinantes de su demanda difieren para cada uso.

En el caso del agua potable, la calidad es de suma importancia; el agua contaminada es una fuente de enfermedad y muerte en los países en desarrollo. Como la gente pobre no tiene más opción que tomar el agua disponible (a menudo sin tratamiento) y como la calidad del agua no es detectable a simple vista, resulta considerable la necesidad de un monitoreo del agua y de la participación del sector público. La calidad del agua es hasta cierto punto un bien meritorio, porque algunas enfermedades causadas por el agua de baja calidad (p. ej., el cólera) son contagiosas, y sus costos afectan a toda la sociedad. Por razones de equidad, hay una tendencia a defender la disponibilidad de agua barata por las mismas razones que con las tarifas de electricidad discutidas en el Capítulo 25, pero la venta de agua por debajo de su costo conduce a una carencia de fondos en el largo plazo para la expansión y mantenimiento del sistema. Así, las tarifas deben ser diseñadas con cuidado (ver Howe 1996 sobre equidad *vs.* eficiencia).

El agua es un insumo esencial en el consumo y la producción, quizás el más comúnmente ignorado y que se da por descontado. Dependiendo de la escasez local, el agua puede valer mucho o nada. La política del agua es un área provechosa para los economistas ambientales porque la demanda y la oferta dependen crucialmente de tantos parámetros técnicos y ecológicos que el trabajo bien hecho debe hacerse en colaboración con expertos locales. No tiene sentido preguntar por el costo promedio de producción o la valoración individual de un litro de agua, porque su valor depende de las circunstancias, momento, ubicación, pureza y otras características precisas.

Los formuladores de políticas en Francia, Alemania y Holanda estuvieron entre los primeros en usar un enfoque ecosistémico en la política de este recurso. La gestión del agua no sigue las fronteras políticas o históricas usuales (como países), sino que se basa en cuencas, que a menudo son autogobernadas. El uso de alguna forma de precio para

cubrir la escasez, el costo de oferta y los costos ocasionados por los efluentes es relativamente común en Europa.

Aunque la economía del agua ha sido extensamente investigada, muchas personas no logran captar la omnipresencia de su escasez: se ha dicho que los expertos occidentales padecen de una “ceguera al agua” (Falkenmark 1999). En los países templados el agua suele abundar; pocos se dan cuenta de que el agua puede ser físicamente escasa, incluso en los países tropicales con precipitación abundante, simplemente por su alta tasa de evapotranspiración. De este modo, puede requerir de un manejo mucho más cuidadoso en un país tropical con una precipitación de 1000 mm de lluvia al año que en un país templado donde caen 500 mm al año.

La distribución geográfica del agua también contribuye a la complejidad de la política del agua. Las civilizaciones antiguas fueron creadas a lo largo de los ríos más grandes del mundo, pero el colonialismo creó fronteras nacionales que siguen una lógica totalmente distinta. El número de conflictos internacionales potencialmente serios alrededor del acceso al agua ha ido en aumento. Algunas naciones dependen casi totalmente del agua “importada” (como en Egipto, del Nilo) porque reciben muy poca precipitación.

El agua se suele considerar como un bien gratuito. En muchos casos, la ignorancia acerca de la protección del ciclo del agua, su uso incorrecto y la ausencia de estructuras legales y de manejo son las causas principales de su escasez. Aunque en algunos países el agua escasea por la baja precipitación, hoy en día muchas de las carencias de agua se deben a la falta de políticas adecuadas, en particular con respecto al precio (p. ej., Worldwatch Institute 1993). En Costa Rica y Laos, por ejemplo, abunda la precipitación pero el agua escasea por un mal manejo de la infraestructura, la falta de recursos financieros y el uso incorrecto.

La economía del agua comparte muchos rasgos con los recursos de propiedad común (RPC) y los servicios o bienes públicos, tales como el transporte público urbano, el servicio eléctrico, el manejo municipal de desechos y la seguridad. Tradicionalmente, algunos grupos han argumentado a favor de la provisión gratuita de estos servicios, o al menos a tarifas bajas y muy subsidiadas. Además del argumento de bienestar público, esgrimen consideraciones de equidad o distribución del ingreso, por ejemplo, “porque este servicio es tan fundamental para la vida que debemos asegurar que hasta los más pobres lo puedan costear”. Este argumento es atractivo desde el punto de vista moral y político, pero cualquiera que haya viajado en autobús en Tanzania, bebido agua en Ciudad de México o se haya preguntado cuándo conectarán la electricidad en una aldea rural de Kenia percibe la dificultad que plantea: las entidades municipales o privadas que proveen el servicio no reciben ingresos, por lo que este termina siendo inadecuado. Al final, los individuos más pobres —no los ricos— son los más afectados. Los ricos tienen sus propios vehículos, agua embotellada y demás, mientras los pobres se ven obligados a usar los servicios públicos.

En muchas de las economías antiguamente planificadas, los recursos naturales, agua y energía eran gratuitos. Como resultado, no había una cultura de ahorro. A veces la única manera de regular la temperatura de un edificio de apartamentos durante el invierno consistía en abrir las ventanas, porque no había forma de apagar el sistema de calefacción, mientras que en otras áreas no había calefacción como resultado de un racionamiento

estricto y la escasez de combustible. La demanda del agua tampoco se ha manejado bien; algunos intentos desastrosos de aumentar la provisión de agua incluyeron el desvío de ríos. Las autoridades polacas encontraron que el simple uso de medidores redujo el consumo en un tercio (Zamparutti 1999).

Aunque los principios de las economías de mercado y el cobro de los servicios según su costo son importantes, la privatización total de la provisión del agua no es siempre beneficiosa o incluso aceptable. En muchos lugares del mundo se están privatizando los sistemas municipales de provisión de agua, lo cual a menudo significa que se venden a las grandes compañías multinacionales. Para que esta situación sea socialmente aceptable, debe ser regida por una legislación cuidadosa y por contratos que detallen el tipo de servicio esperado. En algunos casos, los sistemas de provisión se venden sin dicha regulación, y los resultados pueden ser perjudiciales para el bienestar.

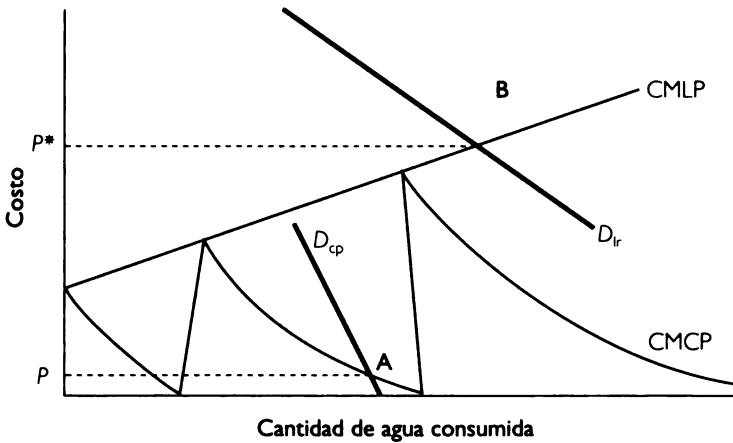
## Gestión del agua y asignación de tarifas

Hay varias razones por las cuales no se puede esperar que el mecanismo de mercado funcione a la perfección en el caso de la gestión del agua, por lo que la política pública debe intervenir de algún modo. Cuando los pobres son los usuarios principales, es importante lograr la valoración correcta. Si los consumidores están dispuestos a pagar más por un servicio confiable, las ganancias en bienestar pueden ser considerables. Si no (y si los argumentos a favor del bien público no son suficientes), entonces mejorar los servicios podría ser una pérdida de recursos públicos.

Desde la perspectiva de un economista, uno de los principales problemas de organizar sistemas de provisión de agua es que sus costos fijos suelen ser altos, mientras que los costos marginales son bajos. Además, economías de escala sustanciales en varias partes de la industria de provisión de agua crean una curva de oferta plana o incluso descendente, lo cual puede resultar en un costo marginal por debajo del costo promedio, y por lo tanto en una ganancia neta baja o negativa. La provisión de agua puede ser un “monopolio natural” que ofrece argumentos para la participación pública. Las inversiones en sistemas de agua suelen ser grandes e indivisibles, y hay una distinción importante entre costos marginales en el corto y largo plazo (Figura 26-1). En el corto plazo, la oferta (y demanda) pueden ser inelásticas en el Punto A de la Figura 26-1, con precios bajos porque todos los costos del sistema son “costos hundidos” y los costos marginales son pequeños. Cuando la demanda crece y excede la capacidad de oferta del sistema, pueden ser necesarias nuevas inversiones costosas. Así, el costo marginal en el largo plazo puede estar muy por encima de la curva correspondiente en el corto plazo, y el equilibrio en el largo plazo estaría en el Punto B de la Figura 26-1, con un nivel de precios más alto.

Para los propósitos de este análisis, debemos distinguir entre curvas de oferta agregadas e individuales. El costo de proveer agua (y otros servicios similares) a un consumidor individual conlleva costos fijos elevados de distribución, medición, administración y control. Aunadas a las economías de escala en la producción de agua, estas diferencias





**Figura 26-1. Costos en el corto y largo plazo**

Notas:  $P$  y  $P^*$  = precio de equilibrio en el corto y largo plazo, respectivamente;  $D_{cp}$  y  $D_{lr}$  = demanda en el corto y largo plazo, respectivamente;  $CMCP$  y  $CMLP$  = costo marginal en el corto y largo plazo, respectivamente.

hacen necesaria una distinción cuidadosa entre la gestión del agua en áreas rurales y urbanas. La alta densidad de consumidores en las áreas urbanas hace que la inversión per cápita en la mejora de los servicios de agua sea mucho menor que en las áreas rurales. Con una gestión eficiente y una estructura tarifaria apropiada, los sistemas urbanos pueden ser incluso rentables; ejemplo de ello es la empresa de agua en Santiago, Chile (Dixon y Howe 1993).

La asignación de tarifas puede incorporar elementos fiscales o subsidios para distintos grupos de consumidores en diferentes áreas y, así, ser un instrumento para la redistribución del ingreso. Las ganancias originadas en economías de escala se pueden invertir para mejorar la provisión de agua en áreas rurales (más pobres), donde las economías de escala no son posibles. Dados los costos fijos del proveedor, es más caro proveer a los clientes más pequeños de la zona rural que a los más grandes de las áreas urbanas, lo cual se debe tomar en cuenta al establecer tarifas. El agua municipal presenta varias características interesantes: los costos marginales son generalmente menores en el corto plazo pero aumentan en el largo; las preocupaciones distribucionales son importantes, y el agua limpia es un bien meritorio cuya calidad es difícil de monitorear; por último, los costos administrativos y de distribución son considerables. Así, la estructura tarifaria y organizativa de las compañías proveedoras tiene repercusiones importantes para el bienestar en esta área.

Los conceptos de tarifas unitarias, progresivas y regresivas discutidas en el Capítulo 25 para la electricidad aplican también para el agua. Estas pueden seguir cualquiera de las estructuras básicas mencionadas, así como "compromisos" más complicados en los cuales se usan varias combinaciones. En un país seco como Marruecos, el precio del agua varía en un factor de cinco entre las distintas áreas. China, quizás por razones ideológicas, aplicó un sistema de tarifas de agua unitarias a lo largo del país; este enfoque es uno de los factores que condujo a la concentración de la industria pesada en el norte, donde

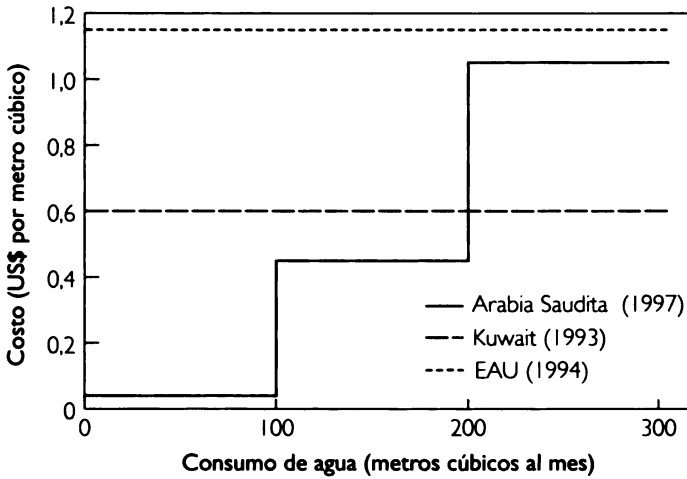
el agua es menos abundante. Hoy en día, estas áreas experimentan una costosa escasez del agua (Wang y Wheeler 1999). En Estados Unidos, las tarifas han reflejado bien la estructura de costos con una estructura de bloques descendentes (v. gr., una estructura escalonada, como la tarifa de eficiencia). Este enfoque ha sido criticado por beneficiar a los grandes consumidores y conducir al desperdicio y, últimamente, muchas regiones han adoptado los bloques ascendentes en su lugar. Los aumentos son moderados, y la fijación de tarifas se ve complicada por la existencia de derechos previos (ver Capítulo 4; ver también Brill et ál. 1997 acerca de esquemas eficientes de fijación de precios cuando los miembros tienen propiedad). Más adelante se presentan algunas experiencias interesantes provenientes de Oriente Medio, América del Sur y África, así como el caso donde no es posible el monitoreo.

A pesar del énfasis en las tarifas en este capítulo, la mera revisión de las tarifas —aunque útil— no basta en algunas situaciones. Sudáfrica, por ejemplo, enfrenta una seria escasez del agua en un contexto donde las demandas de los distintos sectores (hogares, agricultura e industria) podrían generar conflictos. Las políticas de agua deben combinar muchos elementos, desde el fortalecimiento de la oferta hasta la fijación de precios, pasando por campañas de información, la eliminación de especies no nativas de árboles con grandes requerimientos de este recurso, y la venta de permisos para el derecho a plantar árboles.

## La estructura tarifaria en algunas economías de Oriente Medio

En muchos países, los decisores parecen estar convencidos de que como la curva agregada de la oferta de agua es ascendente, la tarifa también debe serlo, lo cual no es necesariamente cierto, al menos no en términos de eficiencia en la asignación. Si un país enfrenta una escasez (creciente) del agua, entonces los niveles de las tarifas deben ser altos (y quizás aumentar con el tiempo), pero no necesariamente incrementarse para todas las tasas de consumo. El acuífero no puede discriminar entre un consumidor pequeño que gasta su primer galón y un consumidor más grande que toma un galón adicional y, así, no existe un argumento de eficiencia técnica para la progresividad.

Dada la importancia del agua para la salud y el bienestar, en algunos contextos es apropiado tener una tarifa básica subsidiada. Esta tarifa aplica específicamente a los consumidores pobres y está ligada al volumen de agua consumido para uso personal (es decir, lavar, beber y cocinar), de unos 10-20 litros/día. A veces esta posición se lleva demasiado lejos, como en Arabia Saudita, donde las tarifas se fijaron en cerca de cero (<US\$ 0,05/m<sup>3</sup>) para un consumo mensual de hasta 100 metros cúbicos, lo cual se traduce en más de 3000 litros/día. Se supone que la mayoría de los hogares se encuentran en el primer escalón de la tarifa, lo cual en la práctica elimina la progresividad (Figura 26-2). Aun así, en muchos casos, los consumidores pobres que se supone son los beneficiarios principales de este tipo de tarifa no tienen una conexión permanente e individual en sus hogares, y terminan consumiendo agua de baja calidad o agua comprada a vendedores de agua a un costo extremadamente elevado.



**Figura 26-2. Tarifas de agua en Arabia Saudita, Emiratos Árabes Unidos (EAU) y Kuwait**

A menudo, la ubicación geográfica y la estación del año son los principales determinantes de la escasez del agua y por tanto del costo marginal de proveerla. Reflejar estos factores en las tarifas puede ser delicado desde el punto de vista político. Sin embargo, no hacerlo puede reducir la eficiencia de la asignación general. En Kuwait y los Emiratos Árabes, las tarifas (unitarias) son altas porque se ha permitido que los costos influyan en ellas. Esto ofrece una perspectiva de los subsidios implícitos en Arabia Saudita. Aun así, los expertos en agua del Banco Mundial señalan que este país parece estar modificando la tasa básica reduciendo el consumo mensual máximo en la tarifa más baja.

## Tarifas del agua en Chile

En décadas recientes, Chile ha seguido políticas decididamente neoliberales. Las autoridades chilenas se han propuesto privatizar (tanto como resulte posible) los servicios de gestión del agua, antes públicos. La defensa intelectual es que el papel del estado debería ser regular los servicios, no proveerlos. El proceso de privatización se detuvo un poco con el retorno a la democracia en 1990, y hoy en día solo un pequeño porcentaje del agua urbana es provisto por empresas verdaderamente privadas. Sin embargo, por lo común son provistos por corporaciones públicas que operan como entes legales independientes, claramente separados de las agencias reguladoras. El hecho de que el estado deba tener un papel regulador no está en discusión. Los monopolios naturales (donde los costos fijos elevados crean barreras al ingreso), los efectos externos (contaminación y uso de recursos comunes escasos) y las asimetrías en la información entre productores y consumidores son los motivos principales de la regulación.

Para promover la privatización, se han aprobado leyes que requieren el diseño de tarifas para disminuir los efectos de la información asimétrica y hacer transparentes las externalidades que están siendo internalizadas por las tarifas. Las tarifas deben basarse en cálculos para “empresas modelo” que permiten la recuperación de los costos y las ganancias (un retorno del 7%) para las empresas eficientes y deben evitar los subsidios cruzados entre categorías de usuarios. Las estructuras tarifarias recomendadas incluyen los cargos fijos para los costos fijos (como la medición del consumo), cargos por capacidad (dependiendo de los costos estacionales), cargos por el consumo y cargos por el tratamiento de aguas residuales. Todos estos cargos varían por región (y estación), dependiendo de los niveles y costos reales de la provisión de agua, infraestructura, tratamiento, transporte y alcantarillado, entre otros.

Cuando las nuevas estructuras tarifarias se aplicaron a partir de 1990, el aumento de la tarifa fue particularmente drástico para los consumidores de bajo volumen, quienes previamente gozaban de las tarifas más subsidiadas (más del 450% para usuarios de <20 m<sup>3</sup>/mes en la Región III). Para suavizar el golpe, la reforma se implementó de a poco a lo largo de cuatro años. Además, todavía existe un sistema de subsidios para consumidores incapaces de pagar sus cuentas de agua. Para alcanzar la transparencia, este subsidio no es automático, en forma de una tarifa básica reducida, sino un subsidio directo. Para recibirlo, los consumidores deben enviar una solicitud escrita a la municipalidad local que explique su incapacidad de pago y cumplir con varias condiciones. Una de ellas es que la cuenta del agua para 20 metros cúbicos debe representar más del 5% del ingreso del hogar.

En 1995, más del 15% de los consumidores recibieron subsidios, y este arreglo se puede considerar tanto eficiente como sensible a las necesidades de los individuos pobres, a la vez que preserva la transparencia en el uso público del dinero. Sin embargo, el sistema incurre en costos administrativos (para las agencias públicas y los consumidores pobres) y podría ser un tanto humillante para quienes se ven obligados a solicitar el subsidio.

## Gestión, legislación y fijación de precios del agua en el sur de África

El sur de África experimenta una escasez de agua considerable. Grandes extensiones son áridas o semiáridas. La evaporación es alta, la precipitación moderada y distribuida de forma errática a lo largo de las regiones y en el tiempo. Estas características hacen que sea importante organizar el almacenamiento, transporte, y gestión en general del agua. Los requisitos de estas funciones difieren radicalmente entre Botswana y Sudáfrica. La primera es una sociedad rural, donde predomina el pastoreo, mientras la segunda es una sociedad muy diversa y compleja, con muchos usuarios en competencia.

### *Sudáfrica*<sup>1</sup>

A pesar de la fuerte posición de los terratenientes en Sudáfrica, los derechos riparios no gozan de un estatus legal robusto (ver Capítulo 5). Según la Ley Nacional de Aguas

## Recuadro 26-1. Políticas premiadas

El profesor Kader Asmal, ex primer ministro de agua y bosques en Sudáfrica y presidente de la Comisión Mundial de Represas, recibió el Premio Estocolmo del Agua 2000 por sus esfuerzos extraordinarios en el campo de la gestión del agua en Sudáfrica.

Cuando Asmal fue designado al ministerio en 1994, más de 16 millones de sudafricanos carecían de un acceso razonable al agua potable. En 1995, creó el programa de conservación Trabajando por el Agua (Working for Water), destinado a eliminar las especies de plantas no nativas que despojan a Sudáfrica de hasta el 7% de su escorrentía anual media, absorben sus tierras más productivas y amenazan su biodiversidad. Promovió grandes reformas en la Ley Nacional de Aguas de 1998 y un programa de provisión de agua a las comunidades, centrado en brindar acceso a los niveles básicos del servicio requeridos para garantizar la salud de todos los sudafricanos. Más de 7 millones de personas se han beneficiado, directa o indirectamente, de estos programas innovadores.

Una de las políticas sudafricanas de gestión del agua se dirige a controlar la plantación de árboles. Cualquier plantación comercial requiere de una licencia del Departamento de Asuntos del Agua y Silvicultura para lo que se conoce como "actividad reductora del flujo de agua". El proceso de licencia involucra también al Departamento de Agricultura y el Departamento de Asuntos Ambientales en un enfoque integral de la gestión del agua.

*Fuente:* All Africa 2000; SIWI 2000.

de 1998, todos los derechos al agua son propiedad del estado; sin embargo, se distingue entre propiedad y derechos de uso. La legislación reconoce también algunos derechos de usuario privados históricos. En cierto sentido, las asociaciones de gestión de las áreas de aporte y las de usuarios del agua fortalecen estos derechos privados de uso mediante una participación extendida en la asignación de estos derechos. Sin embargo, la ley especifica que los derechos al agua no nacen de la propiedad de terrenos adyacentes (al contrario del principio ripario).

Los decisores han distinguido entre la gestión del recurso hídrico, regulada por la Ley de Aguas, y la provisión del mismo, regulada por la Ley de Servicios de Agua. La Ley de Aguas crea derechos nuevos basados en los principios de igualdad, sostenibilidad y eficiencia. Bajo el principio de igualdad, la ley reconoce las necesidades humanas básicas de agua como un derecho; en la práctica, cualquier persona tiene derecho a 25 litros/día, independientemente de su ingreso. Los consumidores pobres no pagan nada hasta este nivel. Bajo el principio de sostenibilidad, la ley reconoce la necesidad de una reserva ecológica, conocida a veces como "caudal ecológico" que no está disponible para el uso económico. Dado que la propiedad del agua es pública en última instancia, y como las necesidades ecológicas son prioritarias, se pueden establecer restricciones al uso de la tierra y otras actividades que tienen efectos sobre la viabilidad o calidad del agua. Ejemplo de ello es la restricción a la plantación de árboles (por su demanda de agua) (Recuadro 26-1).

El estado se ve obligado a organizar la provisión del agua por los derechos creados para cubrir las necesidades humanas básicas, en particular en las regiones más pobres. Las condiciones geofísicas del país encarecen dicha tarea; ejercen una presión consi-

**Cuadro 26-1. Precios del agua en Gaborone, Botswana, 1992 y 1993**

<i>Nivel de consumo (m<sup>3</sup>/mes)</i>	<i>Tasa (US\$/mes)</i>	
	<i>1982</i>	<i>1993</i>
Primeros 10	0,21	0,22
Siguientes 5	0,32	0,65
Siguientes 10	0,32	0,84
Siguientes 5	0,32	0,84
Siguientes 10	0,42	1,15
Siguientes 10	0,42	1,15
>50	0,37	1,15

*Fuente:* adaptado de Arntzen 1995.

*Nota:* los precios constantes de 1990 fueron convertidos a dólares.

derable sobre los fondos públicos, de por sí insuficientes, y por tanto requieren de la participación del sector privado mediante la privatización y otros acuerdos. Aunque la Ley de Aguas promueve el papel del estado como custodio del agua en relación con la ecología y las necesidades humanas básicas, la Ley de Servicios de Agua de 1997 busca la eficiencia y anticipa la privatización y la competencia en varios niveles de la cadena. Los convenios sector público-privado son un elemento nuevo en la gestión del agua sudafricana (Conradie et ál. 2001).

### **Botswana**

En Botswana, el papel de la fijación de precios del agua en la gestión total de este recurso es limitado en los sectores rurales e informales, donde una cultura de consultas públicas hacen de la información y la persuasión los mejores instrumentos (Arntzen 1995). Durante la larga sequía de los 80, la provisión de agua se vio amenazada y las campañas educativas resultaron eficaces para reducir la demanda de agua. Este efecto no fue temporal: la demanda se redujo de forma permanente. Sin embargo, la fijación de precios se debe revisar en los sectores rurales, porque los concejos locales le cobran a los granjeros una tarifa plana por el acceso a los pozos, independientemente de las cabezas de ganado, lo cual resulta en un precio menor por litro y por lo tanto crea un subsidio perverso al exceso de cabezas en los hatos.

En los sectores urbanos (pueblos y aldeas grandes), la fijación de precios se basa en parte en la recuperación de los costos e incluye elementos de la asignación progresiva de precios (ver Cuadro 26-1) así como precios diferenciados geográficamente (más baratos en el norte, donde el agua es menos escasa). Al mismo tiempo, el estado subsidia el costo promedio. Estos subsidios se deberían eliminar o dirigir mejor hacia quienes los necesitan más (o canalizar hacia la investigación de tecnologías de ahorro de agua) (Arntzen 1995). Otras prácticas también se deben desincentivar, como el que los empleadores paguen los recibos de agua de sus empleados (v. gr., a través de impuestos sobre los beneficios implícitos).

## Asignación del precio del agua cuando no hay medidores<sup>2</sup>

Determinar el precio del agua para uso agrícola suele ser extremadamente difícil por los derechos riparios o por razones prácticas, pero no deja de ser deseable cuando el agua escasea. El agua de riego suele ser gratuita, o se cobra una cuota con base en la extensión territorial, que pueda financiar la planta de tratamiento o cumplir con alguna noción de equidad. Sin embargo, por definición, este tipo de esquema de precios no puede ser un incentivo para el ahorro de agua. Los medidores sofisticados pueden aumentar la factibilidad de la medición del consumo. En algunos casos, el progreso tecnológico puede reducir significativamente los costos de monitoreo, cambiando las condiciones de las cuales depende la escogencia de instrumento (por ejemplo, los medidores de electricidad sensibles a la hora del día y el monitoreo a bordo para las sustancias contaminantes de los vehículos eran inconcebibles hace algunas décadas). El contexto sociocultural también es crucial. En una sociedad unida, el monitoreo llevado a cabo por los vecinos puede sustituir el de autoridades centrales distantes. En este caso, los esquemas de RPC pueden tener ventajas comparativas. Si no es posible la medición obligatoria, resulta imposible ejercer un efecto de incentivo directo sobre el consumo del agua.

Se pueden considerar un par de opciones más. La primera es el monitoreo o medición parcial o voluntario. Es posible requerir de una cierta categoría de usuarios que instale medidores si se distinguen por consumir (o desperdiciar) grandes cantidades de agua o si aplican otras características, como la ubicación. Segundo, se podría ofrecer a algunos usuarios del recurso la opción de los medidores si la alternativa consiste en una tarifa fija más o menos drástica. La tercera opción son los instrumentos de política, que pueden estar dirigidos a la adquisición de ciertos tipos de equipo (de ahorro o desperdicio del agua). Por último, las autoridades pueden enfrentar la elección de cultivos y métodos agronómicos, que se observan con mayor facilidad (aunque se relacionan indirectamente con el uso del agua). La carga se diseñaría para aprovechar el “principio de revelación” (ver Capítulo 13), permitiendo a las autoridades algún control sobre la irrigación, incluso sin medidores. La matemática del diseño de estas tarifas es bastante complicada. Sin embargo, el enfoque utilizado es muy interesante porque se podría aplicar a los cargos por contaminación u otras cargas sobre los recursos naturales. Aquí se ilustra el método para un ejemplo concreto: la irrigación.

Supongamos que el principal sabe que todos los agricultores tienen una productividad tipo  $\beta$  (dependiendo de la pendiente, cultivo, calidad del suelo y habilidades) y que  $\beta$  presenta una distribución rectangular sobre  $\{0, 1\}$  tal que la cosecha ( $q$ ) será una función del uso del agua ( $w$ ), como en

$$q = (1 + \beta)w^{0.5} \quad (26-1)$$

Supongamos que el agricultor tiene unos costos privados de riego y bombeo ( $c$ ) por unidad de agua y que el precio recibido por cada unidad de cosecha es  $P$ . El agricultor maximizará su ganancia privada ( $\pi$ ), como en

$$\pi = Pq - cw \quad (26-2)$$

El agua, sin embargo, tiene un valor externo relacionado con la escasez,  $e$ . Las consideraciones de bienestar social se alcanzarían maximizando la función de ganancia social ( $\pi^*$ ), como en

$$\pi^* = Pq - (c + e)w \quad (26-3)$$

Al insertar la Ecuación 26-1 en la Ecuación 26-3 y diferenciar obtenemos

$$\pi^{*'} = 0,5P(1 + \beta)w^{0,5} - (c + e) = 0 \quad (26-4)$$

La maximización arroja

$$w^* = \frac{P^2(1 + \beta)^2}{4(c + e)^2} \quad (26-5)$$

$$q^* = \frac{P(1 + \beta)^2}{2(c + e)} \quad (26-6)$$

donde  $q^*$  y  $w^*$  son los valores socialmente óptimos de la producción y el uso del agua, respectivamente, y son distintos del resultado del mercado sin regular ( $q_m$  y  $w_m$ , respectivamente). Los valores de mercado  $q_m$  y  $w_m$  se calculan utilizando las Ecuaciones 26-5 y 26-6 con  $e = 0$ . Con información completa, el instrumento pigouviano tradicional habría sido un impuesto de  $e$  por unidad de agua. Los derechos transables con un precio de  $e$  habrían funcionado igual de bien.

Si el monitoreo no es caro, entonces la mejor política es adquirir medidores. Sin embargo, si los efectos distribucionales y los factores políticos bloquean cualquier reforma que trate de obligar al uso de medidores, le convendría a toda la comunidad agrícola demostrar que los medidores no funcionan. Una política descentralizada con una mayor posibilidad de implementación exitosa podría ser la imposición de una cuota fija para cada usuario por el total del costo de escasez combinada con una exención para los usuarios que instalen medidores (es decir, los usuarios con medidores pagarían por su consumo real de agua). Los grandes consumidores suelen preferir una tarifa fija, mientras que los de volumen bajo prefieren el monitoreo. En general, cuando el monitoreo obligatorio es dominado por la adopción parcial de medidores por un subconjunto de agentes, una política de monitoreo descentralizado puede aumentar el bienestar social (p. ej., Millock et ál. 2002). El monto de la tarifa fija es crucial. Una tarifa muy baja hará que solamente una pequeña fracción de los usuarios instalen los medidores (así, solo un pequeño número escogerá un uso óptimo del agua y niveles de producción adecuados). Sin embargo, una cuota elevada provocará oposición política y hasta un cuestionamiento de la factibilidad de la política. Imponer una tarifa elevada para motivar el uso de medidores se basa en dos suposiciones:



**Cuadro 26-2. Revelación honesta de tipos aplicada a contratos de agua**

Tipo verdadero	Tipo alegado		
	$\beta_o = 0$	$\beta_o = 0,5$	$\beta_o = 1$
Cantidad contratada	1,7	3,7	6,7
Ingreso	8,3	18,7	33,3
Impuesto $[25/9(2 + 2\beta + \beta^2)]$	5,5	9,0	13,9
Ganancia bruta (ganancia neta)			
$\beta_i = 0$	5,5 (0)	4,7 (-4,3)	-11,1 (-25)
$\beta_i = 0,5$	7,1 (1,6)	12,2 (3,2)	11,1 (-2,8)
$\beta_i = 1$	7,6 (2,1)	15,2 (6,2)	22,1 (8,2)

Notas:  $\beta_i$  = tipo verdadero;  $\beta_o$  = tipo alegado. Los números se refieren al ejemplo del texto. Ganancia neta = ganancia bruta menos el impuesto.

la amenaza del regulador de imponer una tarifa fija es creíble, y no hay costos de transacción derivados de los impuestos.

Si estos aspectos no se pueden resolver o si el monitoreo es físicamente difícil (como lo será cerca de masas de agua), regular el uso del agua para maximizar el bienestar parecería ser una tarea imposible. Sin embargo, los reguladores que disponen de información correlacionada al uso del agua tienen algunas opciones. Supongamos, por ejemplo, que el regulador puede monitorear la producción a la perfección y que es el único comprador de la cosecha (p. ej., a través de una asociación de mercadeo agrícola). El regulador podría ofrecer un menú de contratos bipartitos con distintos niveles de cosecha y tarifas de agua diseñados de modo que todos los agricultores revelen su tipo ( $\beta$ ). Los contratos  $[T(\beta), Pq(\beta)]$  consistirían de una carga fija por el agua (o cuota de entrada al esquema),  $T(\beta)$ , y una oferta de compra de una producción (cosecha) que depende del tipo de agricultor,  $q(\beta)$ , a un precio  $P$  (por encima de este nivel no habría pago).

El mecanismo de revelación depende de la existencia de dos componentes en el contrato. Los agricultores se pueden ver tentados de declarar un  $\beta$  bajo para obtener una tarifa menor, pero en ese caso tendrían derecho a producir y vender solamente una cosecha  $q(\beta)$  pequeña. El cálculo de un esquema de tarifas  $T(\beta)$  que satisfaga los incentivos de compatibilidad 26-8 y 26-9 se presenta en el Recuadro 26-2. Si el costo privado de bombear agua  $c = 1$ , el precio de la cosecha  $P = 5$ , y la renta por escasez de agua externa  $e = 0,5$ , entonces  $T(\beta) = (25/9)(2 + 2\beta + \beta^2)$  (ver Ecuación 26-10). Con este esquema se pueden calcular los pagos a los agricultores según su tipo verdadero ( $\beta_i$ ) aunque afirmen pertenecer a otros tipos ( $\beta_o$ ).

Si un agricultor reporta  $\beta_o > \beta_i$ , entonces la tasa marginal del impuesto es mayor a los costos brutos marginales (sin impuesto). Si un agricultor reporta  $\beta_o < \beta_i$ , entonces la tasa marginal del impuesto es más baja, pero también lo es su cosecha permitida, lo cual tiene un efecto mayor sobre las ganancias (Cuadro 26-2). Para un agricultor del tipo 1, el nivel de producción socialmente deseable (según la Condición 26-6) sería 20/3, o 6,7 unidades. El regulador ofrecerá un contrato diseñado para este tipo. Un agricultor tipo 1 que acepta el contrato podrá vender 6,7 unidades, con un ingreso bruto de 33,3 y una ganancia bruta de 22,1; el agricultor pagará la tarifa de 13,9 y tendrá una ganancia neta

### Recuadro 26-2. Diseño de tarifas autorrevelatorias

Si el rango de tecnologías (Ecuación 26-1) es conocido, entonces los contratos se pueden diseñar de modo que cada agricultor pague una tarifa ( $T_\beta$ ) por el derecho de vender su cosecha ( $q_\beta$ ). Con una mayor calidad de finca ( $\beta$ ), aumentarán tanto  $T_\beta$  como  $q_\beta$ . El regulador establece  $q_\beta$  equivalente al nivel que sería óptimo si  $\beta$  se reporta honestamente [es decir,  $q^*(\beta)$ ]. La pregunta es entonces cómo diseñar las tarifas. El regulador conoce las tecnologías y los costos y puede así simular lo que haría cada agricultor tipo  $\beta$  dado su tipo verdadero. El regulador debe entonces escoger la tarifa de modo que cada agricultor elija el contrato correspondiente a su tipo. Nótese que las ganancias son las ganancias brutas menos la tarifa,  $T(\beta)$ , y por tanto pueden escribirse como

$$T(\beta) = Pq(\beta) - cw[q(\beta)] - \pi(\beta) \quad (26-7)$$

donde  $P$  = precio de la cosecha,  $c$  = costo privado de bombear agua,  $w$  = consumo de agua, y  $\pi$  = ganancia.

Consideremos un agricultor de tipo verdadero ( $\beta_t$ ) que sopesa la posibilidad de alegar un tipo falso ( $\beta_a$ ). Como la cantidad de producción permitida y la tasa impositiva dependen del tipo reportado, el agricultor reportará  $\beta_a$  para maximizar sus ganancias. La condición de primer orden para el agricultor es

$$\frac{\partial \pi}{\partial \beta_a} = P \frac{\partial q(\beta_a)}{\partial \beta_a} - c \left( \frac{\partial w}{\partial q} \right) \left( \frac{\partial q}{\partial \beta_a} \right) - \frac{\partial T(\beta_a)}{\partial \beta_a} = 0 \quad (26-8)$$

El impuesto  $T(\beta_a)$  debe al menos igualar la ganancia incrementada por el reporte falso. Para el planificador, la ganancia social marginal es

$$\frac{\partial \pi}{\partial \beta_t} = -c \left( \frac{\partial w}{\partial \beta_t} \right) \quad (26-9)$$

Si  $\beta_a = \beta_t = \beta$ , entonces  $\partial \pi / \partial \beta = P \partial q(\beta) / \partial \beta - c (\partial w / \partial q) (\partial q / \partial \beta) - c (\partial w / \partial \beta) - \partial T(\beta) / \partial \beta = -c (\partial w / \partial \beta)$  porque  $P \partial q(\beta) / \partial \beta - c (\partial w / \partial q) (\partial q / \partial \beta) - \partial T(\beta) / \partial \beta = 0$  por la Condición 26-8. Esta es la condición del envoltorio para decir la verdad y es la contraparte empírica de las Condiciones 13-3 y 13-4 en el Capítulo 13.

El diseño de la tarifa óptima se puede ilustrar utilizando un ejemplo numérico donde  $c = 1$ ,  $P = 5$  y la renta por escasez externa del agua  $e = 0.5$ . Arroja valores óptimos del costo de la cosecha y el agua de  $q^* = (5/3)(1 + \beta)^2$  y  $w^* = (25/9)(1 + \beta)^2$ , respectivamente. Para el agricultor que miente, sin embargo, los valores del costo de la cosecha y el agua son de  $q(\beta_a) = (5/3)(1 + \beta_a)^2$  y  $w(\beta_a, \beta_t) = [q(\beta_a)]^2 / (1 + \beta_t)^2 = (25/9)(1 + \beta_a)^4 / (1 + \beta_t)^2$ . La Ecuación 26-9 arroja

$$\frac{\partial \pi}{\partial \beta_t} = 2c \frac{[q(\beta_a)]^2}{(1 + \beta_t)^3} = \left( \frac{50}{9} \right) \frac{(1 + \beta_a)^4}{(1 + \beta_t)^3} = \left( \frac{50}{9} \right) (1 + \beta)$$

cuando  $\beta_a = \beta_t = \beta$ . Suponiendo una distribución uniforme de  $\beta \in [0, 1]$ , integrar sobre  $\beta$  para calcular la ganancia ( $\pi$ ):

$$\pi = \int_0^1 \left( \frac{50}{9} \right) (1 + \beta) d\beta = \left( \frac{25}{9} \right) (2\beta + \beta^2)$$

### Recuadro 26-2. Diseño de tarifas autorrevelatorias (continuación)

Así, de la Ecuación 26-7, la tasa impositiva óptima es

$$T(\beta) = \left(\frac{25}{3}\right)(1+\beta)^2 - \left(\frac{25}{9}\right)(1+\beta)^2 - \left(\frac{25}{9}\right)(2\beta + \beta^2) = \left(\frac{25}{9}\right)(2 + 2\beta + \beta^2) \quad (26-10)$$

Para verificar que este impuesto obliga al agricultor a decir la verdad, calcular las ganancias marginales de mentir acerca de  $\beta$  a partir de la Ecuación 26-8:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \pi}{\partial \beta_a} &= \left[ 5 - \frac{2q(\beta_a)}{(1+\beta_t)^2} \right] \left( \frac{10}{3} \right) (1+\beta_a) - \left( \frac{25}{9} \right) (2 + 2\beta_a) \\ &= \left[ 3 - \frac{2(1+\beta_a)^2}{(1+\beta_t)^2} \right] \left( \frac{50}{9} \right) (1+\beta_a) - \left( \frac{50}{9} \right) (1+\beta_a) = \left( \frac{100}{9} \right) (1+\beta_a) \left[ 1 - \frac{(1+\beta_a)^2}{(1+\beta_t)^2} \right] \end{aligned}$$

Estableciendo  $\partial \pi / \partial \beta_a = 0$  como condición máxima obtenemos  $(1 + \beta_a)^2 / (1 + \beta_t)^2 = 1$ , y así  $\beta_a = \beta_t$ . Este resultado muestra que la ganancia es (ahora) maximizada por un reporte honesto de  $\beta_t$ .

de 8,2. Si el agricultor afirma que  $\beta_a = 0,5$ , la tarifa del agua será de 9,0 en lugar de 13,9, pero solamente podrá vender 3,7, por lo que su ganancia neta caerá de 8,2 a 6,2.

La presencia de costos de transacción al aumentar la recaudación de impuestos complica aún más el asunto, introduciendo rentas informales e imposibilitando la obtención de una solución de “primer óptimo” (Smith y Tsur 1997). Si los costos de transacción son demasiado grandes, la sociedad podría estar mejor sin la regulación. La regulación, y en particular la regulación con costos de transacción, parece reducir el nivel deseable de producción de los agricultores de un tipo de baja calidad. Este efecto puede plantear un problema distributivo.

Este modelo es sensible a los cambios en la especificación. Supongamos, por ejemplo, que hay cierta incertidumbre acerca de la forma exacta de la función (ver Ecuación 26-1); podría ser más bien  $q = (1 + \beta)w^{0,6}$  o alguna otra desviación pequeña. Cambiar el estimado de la elasticidad podría convenirle a los agricultores que producen poco (en suelos más pobres) que desean probar que no son ineficientes. Otros cambios en la fórmula beneficiarían a otras categorías. Si una gran cantidad de recursos depende de estos números, es de esperar la presencia de grupos de presión.

Nótese asimismo que los contratos diseñados no brindan incentivos a ahorrar agua después de firmado el contrato. El efecto sobre el agua es indirecto y funciona a través de los niveles óptimos de producción. Por lo tanto, podemos esperar interacciones con otras políticas. Existen ya muchas políticas dirigidas a los niveles de producción: la promoción de exportaciones, apoyo al agro, alivio de la pobreza, seguros de las cosechas, impuesto sobre la renta y la propiedad, por mencionar unos pocos. Cuando la política propuesta se implementa en adición a dichas políticas, el efecto neto se puede tornar borroso y hasta impredecible. En el ejemplo anterior, este efecto se indica en parte por los costos mayores de transacción. Un divergencia creciente entre costos privados ( $c$ ) y sociales ( $c +$

e) también tendería a exacerbar el problema. En varios casos,  $c$  estaría de hecho cerca de 0, dándole una mayor importancia relativa al papel de  $e$ .

El modelo presentado en este capítulo es muy estilizado. Esa es la función de los modelos: de otro modo los casos no se analizarían. En este caso, asumo que los reguladores no tienen información acerca del uso individual del agua pero sí conocen todas las tecnologías y hay una visibilidad y control total de la producción. En la vida real, las cosechas dependen de factores estocásticos, agregando riesgo moral. No cuesta imaginar que distintos cultivos presentan distintos costos de monitoreo. La agricultura de subsistencia requeriría mucho más monitoreo que los cultivos de exportación como el café o el algodón, que se venden a agencias centralizadas o fábricas. Si algunos agricultores cultivaran algodón o cultivos de subsistencia y los más pobres tuvieran dificultades para cultivar la cosecha de exportación sin grandes cantidades de agua, se podría diseñar un mecanismo simplificado de dos precios a partir de la discriminación entre cultivos y tipos de finca. Al requerir contratos firmados ex ante con los agricultores para el algodón y especificar una “cuota de ingreso” (como una aproximación al uso inobservable de agua) para dichos contratos, los agricultores con condiciones superiores para el cultivo relevante se autoseleccionarán sin interferir con la producción del cultivo de subsistencia. El monitoreo del agua suele ser costoso y, en estos casos, separar el equilibrio puede ser interesante cuando las autoridades cobran por el agua con base en la extensión sembrada y el cultivo. Al ofrecer incentivos para la plantación de cultivos con menores requerimientos de agua, las políticas tendrán al menos un efecto sobre el consumo total de agua.

Se debe mencionar otra categoría de situación. Pueden ser necesarios otros tipos de equipo capital para la producción, que le ofrezcan nuevas posibilidades a los formuladores de políticas. La función de producción podría ser más complicada que la Ecuación 26-1, y las complementariedades entre agua y capital pueden arrojar información valiosa. Las agencias francesas de agua diseñan contratos para hacer que las empresas extiendan su tratamiento de las aguas más allá de lo motivado por el impuesto actual, que es bastante bajo (A. Thomas 1995; ver también Capítulo 13). Para establecer los requisitos de mitigación correctos para cada empresa, los reguladores precisan información acerca de los costos de mitigación de cada una, lo cual obtienen al ofrecerles un subsidio para la adquisición de este equipo de control de la contaminación.

## Gestión del agua como recurso de propiedad común

Los sistemas de gestión de RPC para los derechos de propiedad colectivos pueden considerarse como instrumentos de política mediante los cuales los usuarios de los recursos naturales en el nivel local gestionan sus recursos de propiedad común en circunstancias difíciles relacionadas con la estocasticidad de las condiciones naturales (ver Capítulos 5, 10 y 13). Se suelen utilizar los esquemas de riego para ilustrar los RPC.

En los pueblos españoles de Alicante, Murcia, Orihuela y Valencia, han evolucionado organizaciones sociales para regular el riego de las huertas (Ostrom 1990). La precipitación es escasa y variable en esta región seca y cálida, y el nivel de agua en los ríos es variable. Así, el éxito de la agricultura depende del riego. Durante cientos de años, las organizaciones de agricultores han evolucionado en respuesta al ambiente estocástico y un tanto duro. Los registros escritos se remontan a 600 años atrás, pero las influencias islámicas en los procedimientos indican que las asociaciones de riego existían cientos de años antes, bajo (y quizás antes) del gobierno musulmán.

### Lectura adicional

Houston y Sun 1999  
Sanford y Stroud 2000  
Wood et ál. 1999

Uno de los rasgos característicos de las organizaciones de riego de las huertas es el Tribunal de las Aguas. En Valencia, durante siglos se reunió cada jueves en la Puerta de los Apóstoles de la catedral. El Tribunal nunca ha sido parte oficial del sistema judicial español, pero su jurisdicción sobre el manejo de los canales de irrigación es respetada. Los oficiales del Tribunal son elegidos democráticamente por los agricultores. Los oficiales contratan guardas y tienen el poder de asignar el agua. El principal mecanismo de asignación de agua para riego es un sistema físico de rotación. Cada agricultor recibe agua por turnos y puede tomar tanta como desee (excepto en periodos de escasez, durante los cuales el oficial mayor o síndico puede ordenar un racionamiento adicional). Un agricultor que pierde su turno por no abrir las puertas cuando llega el agua debe esperar una rotación completa hasta que le toque otra vez.

En estas circunstancias, los agricultores se monitorean unos a otros mientras aguardan su turno; sin embargo, la tentación de tomar agua fuera de turno es extremadamente grande. La tarea principal de la corte consiste en resolver conflictos relacionados con el consumo incorrecto de agua y a veces en resolver alegatos de administración incorrecta por parte del síndico o sus empleados. Las multas calibradas cuidadosamente cumplen un papel importante en mantener la integridad de la institución y evitar la tentación del parasitismo. Esta práctica de larga data se registra en libros de 1443, cuando se recolectaron más de 400 multas en un año.

Los detalles de la gestión del riego en Alicante, Murcia y Orihuela difieren en numerosos rasgos de los de Valencia, mostrando la importancia de la adaptación a las condiciones sociales y ecológicas locales. Es solamente a través de esta adaptación que se mantienen la motivación, credibilidad, autoridad y flexibilidad de los sistemas (ver Capítulo 10). Otros sistemas de riego, como las comunidades de irrigación Zanjera de Filipinas (Ostrom 1990) comparten algunos elementos con las huertas, quizás debido a la transferencia de experiencia en combinación con la colonización española. Sin embargo, las condiciones ecológicas y técnicas son distintas.

La escasez de agua no es un problema tan serio en las comunidades de riego Zanjera. Más bien, los ríos son propensos al exceso de agua y la inundación que destruyen represas y otras construcciones de riego simples construidas por los agricultores. Así, estos invierten 40-50 días de trabajo al año en reparaciones cansadas y peligrosas. La tentación de esquivar el trabajo colectivo de mantenimiento y aprovecharse de los esfuerzos de otros es quizás el reto más grande que se debe sobreponer en dicho sis-

tema, más importante que la asignación del agua en tiempos de sequía. De este modo, las instituciones se concentran en el tema de la provisión de trabajo colectivo para el mantenimiento.

## Notas

1. Este texto se basa en Conradie et ál. 2001 y el Department of Water Affairs and Forestry. Gracias a Martine Visser por sus valiosos comentarios.

2. Esta sección se basa en Smith y Tsur 1997 (ver también Millock y Salanié 1997 y A. Thomas 1995). Gracias a Katrin Millock por las buenas discusiones acerca de este tema. Esta sección contiene más detalles matemáticos que otras para mostrar cómo se puede construir un impuesto autorrevelatorio; la parte más técnica se presenta en el Recuadro 26-2.

# *Desechos*

**P**ARA MUCHOS FORMULADORES DE POLÍTICAS, el manejo de los desechos es el epítome de la gestión ambiental. Los desechos sólidos y el flujo de efluentes sin tratar pueden dañar los ecosistemas sensibles y conducir al deterioro de la calidad del agua y la salud humana. El manejo de los desechos peligrosos es especialmente preocupante dada la desafortunada tendencia de los países desarrollados a verter sus desechos en los países en desarrollo. Las dificultades asociadas incluyen los problemas de salud de las personas que trabajan (y, en los países pobres, viven) en los vertederos de basura.

Se dedica un gran esfuerzo a la gestión de los desechos, pero a veces las políticas parecen ser más simbólicas que eficaces. En muchos países, se invierte una gran cantidad de trabajo político en promover el reciclaje. Alemania constituye un buen ejemplo, donde una legislación extensa requiere el reciclaje de varias categorías de basura. Sin embargo, pareciera que no se ha puesto el mismo empeño en decidir qué debe ser reciclado, por qué, y cuáles instrumentos de política deberían utilizarse. Se deben comprender los mecanismos de precio en los mercados de bienes usados para discutir el reciclaje. Algunos productos tienen un precio elevado, de modo que el mercado los “recicla” automáticamente: ¿alguien ha oído hablar de montañas de desechos de oro (u otros metales preciosos)? Si un bien escasea su precio aumenta, creando incentivos para reutilizar y reciclarlo (ver Capítulo 4). Típicamente, este incentivo no aplica a los bienes que se pueden producir industrialmente, incluyendo muchos minerales que se excavan y procesan. Para muchos bienes, el proceso normal del progreso tecnológico resulta en un precio menor, al menos cuando se mide con relación al ingreso promedio. Una descripción común de una economía próspera es que el ingreso aumenta cuando se mide frente a precios constantes. Otra forma de describirla sería manteniendo el ingreso constante y diciendo que los precios (según el ingreso) están cayendo.

Algunos observadores malinterpretan este desarrollo como un cambio en las actitudes principalmente. Lamentan el hecho de que la gente no invierta su tiempo en cuidar de trapos y chatarra, y le echan la culpa a un estilo de vida más derrochador. Esta percep-

ción es un tanto incorrecta porque la razón primaria para no reciclar automáticamente es que los productos de desecho carecen de valor en relación con los salarios actuales. Por el contrario, en países pobres como India se recicla gran parte de los desechos de los consumidores.

Un problema apreciable del reciclaje en los países de ingresos elevados es la falta de demanda de bienes reciclados; sin ella, este mecanismo de mercado no funciona. La gente se pregunta cuál es el punto de recolectar productos usados para luego botarlos en un vertedero. Es casi inevitable que un país con un ingreso creciente produzca más desechos con el tiempo, y un gobierno que insista en el reciclaje no solo tendrá que promoverlo sino también establecer y mantener un mercado para los bienes reciclados. El reciclaje no debería basarse en la preconcepción de que los recursos escasean y de que todos los recursos tienen un valor inherente que el mercado no comprende.

Una buena razón para recolectar al menos algunas categorías de desechos, incluso si carecen de un valor inherente, es evitar la contaminación de los ecosistemas donde se vierten. Sin embargo, cuando se enfocan demasiado las categorías de materiales no peligrosos (como el vidrio, la chatarra y el papel) no se presta atención suficiente a los componentes peligrosos de la basura. Los costos de monitorear los desechos peligrosos deberían ser un elemento importante del análisis; en algunos casos, las tarifas de manejo de los desechos fomentan el vertido destructivo e ilegal de los desechos, de modo que los mecanismos de auto-cumplimiento como los esquemas de depósito-reembolso deben ser tomados en cuenta (ver Capítulo 9; ver también Fullerton y Kinnaman 1995, Jenkins 1993).

En este capítulo, discuto algunas políticas para el manejo de los desechos en diferentes países, comenzando por las tarifas variables y los sistemas de depósito-reembolso en Suecia y Estados Unidos. Luego, veremos algunos aspectos en relación con los países en desarrollo y después el uso del ecoetiquetado en los detergentes de platos y ropa (que no constituyen desechos en el sentido usual pero afectan los efluentes y la calidad del agua). En la última sección, describo el uso de un tipo de permiso transable para los desechos de los empaques en el Reino Unido.

## Los incentivos económicos en el manejo de los desechos

Se han utilizado tarifas diferenciadas y otros incentivos para la minimización de los desechos, el reciclaje y el compostaje, particularmente en Estados Unidos y algunas de las áreas con mayor densidad poblacional de Europa, como Holanda. Los resultados varían considerablemente, dependiendo de los detalles exactos del programa y de factores demográficos locales (Repetto et ál. 1992; Fullerton y Kinnaman 1994).

### *Estados Unidos*

Tradicionalmente, las municipalidades en Estados Unidos, al igual que en la mayoría de los países, han cobrado tarifas fijas por la recolección de la basura doméstica, e incluso



han llegado a incluirlas en un impuesto más general (a la propiedad). Este enfoque es ineficiente porque el precio marginal efectivo de botar la basura es cero, mientras que su costo marginal de recolección y eliminación es positivo. Sin embargo, las comunidades están empezando a cobrar por la recolección de basura con base en su peso o volumen. Estos programas se han implementado en más de 4000 comunidades (cerca del 10% de la población estadounidense) y, en Minnesota, es obligatorio algún tipo de tarifas diferenciadas. Los programas adoptan distintas formas: bolsas de basura prepagadas, calcomanías prepagadas que se adhieren a las bolsas u otros desechos por recolectar, tarifas de recolección basadas en el número o tamaño de las latas, sistemas por peso o tarifas bipartitas (un servicio mínimo a una tarifa básica y cargos marginales por los desechos adicionales). Las tarifas bipartitas, un desarrollo reciente, son populares porque son fáciles de implementar, proveen una fuente estable de ingresos para los servicios de recolección y se percibe que hay un nivel de servicio justo a un costo fijo para la mayoría de los consumidores.

El efecto de estos programas ha sido satisfactorio. Entre 114 ciudades con tarifas variables y 845 comunidades con tarifas fijas, la reducción estimada en la producción de basura tras comenzar a cobrar US\$ 1 por cada bolsa de 32 galones ha sido del 44% (Fullerton y Kinnaman 1995). Otros estudios han encontrado reducciones del 10 al 75%, dependiendo de las circunstancias (para una encuesta ver US EPA 2001). Los resultados típicos han sido mucho más altos en ciudades con programas concurrentes de reciclaje. Las disminuciones en la recolección de basura podrían ser engañosas si hubieran conducido a la eliminación ilegal de los desechos, que incluye la quema, verterlos en cualquier lado y botar la basura en los contenedores de otras personas (ver Capítulo 9).

### **Suecia**

En Suecia, varias municipalidades están cobrando por los desechos por kilogramo o bolsa. En una municipalidad de Varberg (sudeste de Suecia), se introdujo un sistema basado en el peso en 1994 para los desechos domésticos, cobrando 1 Skr/kilogramo (≈ US\$ 0,26/libra) de basura. Al mismo tiempo, se establecieron centros de reciclaje y una campaña de “compras verdes”. En un par de años, este programa combinado condujo a una reducción del 35% en la basura recolectada (Sternier y Bartelings 1999).

Además de los datos de encuesta para los hogares de Varberg, la eliminación de los desechos se midió al nivel de hogares en Tvååker, un área residencial (Sternier y Bartelings 1999). Las variables explicativas más importantes para los desechos domésticos eran si se compostaban los desechos de la cocina y el jardín, el área habitacional (metros cuadrados), la edad de los residentes y sus actitudes acerca de la dificultad de reciclar. Los incentivos económicos, aunque importantes, no eran la única fuerza motora detrás de la reducción observada en los desechos municipales: disponer de la infraestructura apropiada para facilitar el reciclaje motivaba más a las personas que el ahorro en su factura de recolección.

El uso de sistemas de depósito-reembolso ha ido en aumento para los bienes convencionales de depósito (como latas y botellas), así como para la chatarra, donde la intención es evitar la eliminación ilegal. Los sistemas de depósito-reembolso se utilizan cada vez más como un incentivo económico y una señal de información. Sin embargo, el papel

se recolecta ampliamente sin un esquema de depósito. Resulta por lo tanto valioso comprender la función de los depósitos en comparación con la comodidad (facilidad de depositar), información, opinión, valores y hábitos. Todos esos factores son importantes: el reciclaje de las botellas de vidrio de los refrescos es un hábito arraigado, de modo que por décadas las tasas de recuperación han sido del 98% (Sterner 1999; ver también Capítulo 21). Para las latas de aluminio (mismo contenido, expendidas en las mismas tiendas), las tasas de recuperación fueron inicialmente mucho menores. Sin embargo, gracias a un mercadeo intensivo y un reembolso mayor, la tasa aumentó del 60 al 90% en la década siguiente a 1984. De manera similar, las tasas de recuperación de las botellas de vino y licor aumentaron del 40 al 70% a lo largo de 25 años antes del cierre del programa de reciclaje de la compañía estatal de licores en los años 90. Las elasticidades de precio de todas estas latas y botellas se estimaron en alrededor de  $-0,2$ . Sin embargo, cuando el depósito aumenta el resultado principal parece ser un efecto de “atención”. Cuando el depósito disminuye (en términos reales, a través de la inflación), las tasas de recuperación no parecen disminuir. Por otro lado, los programas de reciclaje voluntario de vidrio y papel han sido exitosos sin ningún incentivo monetario; la tasa de recuperación es cerca del 70% (comparada con el 20% de hace dos décadas). El aumento considerable en el número de depósitos de estos materiales indica la importancia de la información, las normas sociales y la facilidad del reciclaje.

La eliminación de los desechos peligrosos de los hogares se ha vuelto mucho más sencilla. En Gotemburgo se han establecido grandes centros de reciclaje que aceptan cualquier tipo de desecho (peligroso o no) del público. Más aun, hay estaciones de reciclaje más pequeñas que reciben aceite, solventes y baterías de vehículos. Por lo general se ubican en (y son manejadas por) las estaciones de gasolina o las marinas pequeñas. Se pueden establecer depósitos pasivos para la recolección de pilas, por ejemplo, en las calles o en los comercios apropiados. Las camionetas de recolección recogen la basura de estos depósitos y de las estaciones de reciclaje; anteriormente, visitaban cada barrio para recolectar desechos peligrosos de acuerdo con un calendario.

Los depósitos pasivos y las pequeñas estaciones de depósito en las gasolineras han sido especialmente eficaces porque calzan con la rutina diaria de las personas y por tanto implican poco costo adicional. La camioneta no era costo-eficiente porque pocas personas la utilizaban. Al parecer, la mayoría de las personas prefieren recorrer una distancia mayor de su propia escogencia a una distancia corta (o ninguna) que requiere de sujeción a un horario.

## La gestión de desechos en los países en desarrollo

La gestión de los desechos en los países en desarrollo está sujeta a los mismos principios generales de los países desarrollados, pero difiere en varias condiciones importantes. Una de estas es la abundancia de mano de obra con bajos “costos de oportunidad”, esto es, seres humanos indigentes que no tienen otras fuentes de empleo y por lo tanto están dispuestos a trabajar de algún modo con el recurso que representan los desechos. Otra característica común es la provisión deficiente de servicios públicos (p. ej., la gestión mu-

nicipal de los desechos, el agua y la electricidad). En consecuencia, en muchas ciudades en desarrollo la basura se escarba varias veces una vez depositada en la vereda: primero por personas en busca de comida o algo que vender, y luego —por lo general con algún atraso— por recolectores municipales.

Muchos otros factores hacen que cada localidad sea única. En algunas áreas, la agricultura urbana permite el reciclaje de materia orgánica. En otras áreas, la basura sin recoger presenta una amenaza seria a la salud por factores como el calor, la humedad, insectos y animales. Los vertederos mismos suelen estar habitados por miles de personas que escarban la basura en condiciones laborales miserables. Los escarbadores suelen vender lo que recolectan a intermediarios, quienes a su vez lo venden a las industrias de reciclaje. Esta industria suele estar bien desarrollada y puede tener un gran éxito económico, en particular comparada con la de los países más ricos (donde el costo de oportunidad de la mano de obra es mucho más elevado y por lo tanto el valor de los objetos reciclados es menor) (UNDP/World Bank ESMAP 1998).

Por causa de estas diferencias, los problemas y los instrumentos potenciales para el manejo de los desechos difieren de aquellos en países desarrollados. La eliminación ilegal de cantidades pequeñas de basura doméstica (p. ej., en la vereda) no representa mayor problema; de hecho, en muchos lugares constituye la norma. Las tarifas de recolección de basura pueden no ser el mejor instrumento general (excepto en los distritos más pudientes). Un aspecto importante es la organización de la mano de obra que ya se dedica al manejo o reciclaje de los desechos, un objetivo natural de los programas de ayuda. Algunos han enfocado la participación de los servicios de salud, mientras otros abogan por el papel de las microempresas que pueden utilizar los objetos reciclados. Si las personas que hurgan en la basura estuvieran bien organizadas, sus actividades tendrían un impacto mayor en la economía, y la gestión de los desechos mejoraría considerablemente. El manejo integrado de los desechos sólidos debe adaptarse a las condiciones sociales y técnicas locales de los países en desarrollo (Beukering et ál. 1999). Los gobiernos deben integrar las contribuciones de los recolectores informales de basura y reconocer que su aporte es grande. La colaboración con todos los actores es crucial para integrar los agentes formales e informales del reciclaje en Katmandú, Nepal, donde más de 15.000 personas viven de hurgar en la basura (Bhattarai 2000).

Dos tópicos relacionados con los países en desarrollo merecen atención. Uno es la producción de desechos a través del turismo, discutido en la siguiente sección. El otro es el vertido de desechos tóxicos o la ubicación de industrias peligrosas en los países en desarrollo (lo cual a veces es casi lo mismo). En principio, esta práctica se encuentra regulada por la Convención de Basilea, pero muchas empresas sin escrúpulos exportan desechos peligrosos bajo varias clasificaciones falsas (p. ej., “combustible”, “fertilizantes” o “materia prima”) hacia compañías en países que no tienen la capacidad (o la inclinación) de monitorear e inspeccionar los materiales (ver el Capítulo 25 sobre los desechos peligrosos y las industrias en India). Se supone que todo el comercio está registrado bajo la Convención de Basilea, pero las estadísticas no son satisfactorias. Las estadísticas de importación para el comercio no OCDE reportan casi 20 veces más de la cantidad correspondiente a las estadísticas de exportación. A menudo falta información acerca del tratamiento de los desechos (reciclaje, eliminación y otros).

En el marco de la Convención de Basilea, se está trabajando para formular acuerdos sobre las reglas de responsabilidad y compensación, así como para prohibir los contaminantes más peligrosos<sup>1</sup>. La información es un instrumento poderoso en este contexto: a través de la Internet, cualquier periodista —incluso en un país pobre— puede acceder a la información sobre desechos peligrosos y luego contactar la prensa en el país de origen de estos. En el futuro, este tipo de monitoreo será tan poderoso como (y complementario de) los métodos legales formales.

## Turismo y gestión de los desechos en el Caribe<sup>2</sup>

El ecoturismo se propugna como un uso benigno de los recursos en los ecosistemas sensibles. Sin embargo, los efectos del turismo no siempre son benignos; los cruceros y otros barcos suelen verter sus desechos, efluentes y otras emisiones en los ecosistemas costeros que los mantienen. Muchas de las pequeñas “islas paradisíacas” son extremadamente sensibles, en particular las islas de coral, que se dañan fácilmente por variaciones en los nutrientes y la temperatura y por las lesiones físicas. Al igual que muchos otros destinos populares, el Mar Caribe se ve seriamente afectado, pero hasta hace poco ha tenido dificultades para protegerse. Varios países industrializados han comenzado a demandar que los barcos paguen por la eliminación de los desechos en cada puerto, pero esta política es nueva para los países en desarrollo.

Al mismo tiempo, el manejo de los desechos de origen local es un problema severo. En 1995, el Banco Mundial, el Banco Europeo de Inversiones, el GEF y el Caribbean Development Bank unieron sus fuerzas para detener el deterioro marino a través de un proyecto de manejo de desechos sólidos en la Organización de Estados del Caribe Oriental (OECS, por sus siglas en inglés). Los organizadores del proyectos reconocieron que

- el ecosistema es sensible a los desechos y es valioso (como fuente de ingresos por turismo y por sus funciones biológicas);
- el problema ambiental tiene causas locales e internacionales (abriendo la posibilidad del financiamiento del GEF; ver Capítulo 17);
- la generación y eliminación de desechos no son siempre observables, dificultando la implementación de un impuesto pigouviano, pero alguna fuente de financiamiento local es crucial para que el proyecto sea sostenible (la estructura de tarifas fue un punto de contención); y
- es difícil localizar un lugar apropiado para un relleno sanitario en una isla pequeña.

De acuerdo con el reporte de evaluación inicial, las condiciones de manejo de los desechos en la OECS —particularmente en Granada, la más contaminada de las islas— eran malas (World Bank 1995). El servicio de recolección de desechos atendía solamente a la mitad de la población y estaba subequipado. Los vertederos estaban mal manejados, con filtraciones severas (hacia acuíferos y el mar), fuegos subterráneos, y

serios problemas de insectos, roedores y otros. Además, los turistas y los barcos turistas también tiraban su basura. Las agencias donantes querían asegurar la sostenibilidad de los proyectos, por lo que insistieron en un sistema de cobro de tarifas para los desechos nacionales y del turismo.

Para proveer el financiamiento (US\$ 50,5 millones en un paquete de ayuda y préstamo, de los cuales 8 millones eran para Granada), las agencias donantes requirieron que los países mejoraran su recolección de desechos, botaderos y la gestión local de los desechos, lo cual incluía implementar sistemas de cobro. Una tarifa apropiada para los desechos nacionales sería de US\$ 20/tonelada, mientras que se podría cobrar US\$ 40/tonelada por la eliminación de desechos marítimos, más US\$ 35/tonelada por su transporte (World Bank 1995). También debería cobrarse una tarifa ambiental de US\$ 1,50 por visitante. Estos cargos, aunados a una contribución continuada del sector público y la donación del GEF, alcanzarían para pagar por los servicios de manejo de los desechos. Llama la atención que las cargas se discutieron como métodos de “recuperación de los costos”, no fueron destinadas principalmente a minimizar los desechos (el monitoreo se consideró demasiado difícil).

La formulación de un sistema de tarifas y otros componentes fue cuidadosamente balanceado para motivar a todas las partes y legitimar el proyecto. Este esfuerzo fue necesario porque seguía habiendo resistencia. Al inicio, los habitantes locales de bajos ingresos que estaban acostumbrados a eliminar la basura de manera informal, sin costo alguno, se resistieron a pagar; poco a poco se convencieron de la importancia del programa, porque vieron mejoras estéticas y sanitarias y porque percibieron que no eran los únicos que estaban pagando. En aras de la conveniencia administrativa, la tarifa se unió a la tarifa eléctrica (y se relacionó con el consumo de electricidad, lo cual no es ideal pero funciona).

El mayor conflicto, que casi detuvo el proyecto entero, fue con la industria de los cruceros. Los operadores se quejaron amargamente de la tarifa ambiental de US\$ 1,50. De hecho, su oposición fue sorprendentemente feroz, dado que el monto era una cuota pequeña del costo por pasajero por día. Sin embargo, la industria presionó a cada país, amenazando con boicotear aquellos que implementaran el impuesto y trasladar sus rutas hacia países que no lo hicieran. El Banco Mundial organizó reuniones entre las asociaciones de cruceros y los gobiernos de la región, pero no se alcanzó un acuerdo hasta que los países impusieron unilateral y simultáneamente la tarifa el 1 de junio de 1998. Además de estas tarifas, Grenada está evaluando una tarifa sobre los desechos del 2% para la importación de vehículos y aparatos domésticos, así como US\$ 0,25 por contenedor de bebidas. Aunque estos instrumentos proveen fondos muy necesarios para la gestión de desechos, en realidad no están diseñados para minimizarlos. Se ha discutido un reembolso parcial por retornar los electrodomésticos usados, pero no se ha implementado.

La otra gran área de dificultad encontrada por el proyecto fue la selección de un sitio apropiado para el vertedero en Grenada. El lugar seleccionado inicialmente tenía varios rasgos positivos pero resultó ser un refugio para las palomas de Grenada, una especie casi extinta, de la cual quedan menos de 100 y solamente en esta isla. Esta tímida ave, que solo los ornitólogos dedicados parecen haber notado, presentó una amenaza seria al proyecto. Varios atrasos y negociaciones llevaron a la creación de un santuario de palomas completo, con guardas, vallas, un centro turístico y tarifas de ingreso.

Para el 2000, se estaba recolectando un 95% (en lugar del 50%) de la basura local, los rellenos nuevos y seguros estaban en operación, tanto nacionales como turistas pagaban por recuperar los costos del manejo de los desechos e incluso la población de palomas mostraba señales de crecimiento. No se sabe si los cruceros solo están pagando las tarifas o también se encargan de alguna forma de separación y tratamiento de la basura (o si la vierten en aguas internacionales). El uso de cuotas por tonelada podría motivar tanto el tratamiento sensato como el irresponsable, y estas tarifas deben reestructurarse si conducen a un comportamiento perverso. El proyecto también debe pasar la prueba de la sostenibilidad cuando los donantes se retiren. Según el administrador del proyecto del Banco Mundial, Usamah Dabbagh, el proyecto requiere de uno o dos años adicionales de apoyo para garantizar un futuro exitoso (Peck 1999).

Este ejemplo ilustra la importancia que reviste para la formulación de políticas un enfoque coordinado con varios componentes que se fortalecen unos a otros: el servicio de recolección, lugar para el vertedero, cobro de tarifa y la participación en los costos de nacionales, turistas y agencias de desarrollo. La respuesta más interesante provino quizás de la industria de los cruceros, de la cual no se esperaba más objeción a un ambiente más limpio o una cuota tan pequeña que los pasajeros no la notarían. La industria es irracional o, más probablemente, se preocupa del precedente sentado o “colusión”, como lo ve ella, entre las islas donde opera. El riesgo de colusión en otras áreas puede ser un subproducto de los programas e instrumentos ambientales.

## Ecoetiquetado de jabones y detergentes

Hay un flujo importante de desechos que escapa a la recolección municipal: los efluentes que corren hacia las alcantarillas. Los jabones y detergentes —así como la suciedad que están destinados a eliminar— son un tipo de efluente<sup>3</sup>. Debido a las características de fuente difusa de estos efluentes, resulta difícil imaginar un sistema de cobro o monitoreo que detecte la cantidad y las características de los desechos eliminados por los caños de una casa. Por lo tanto, resulta natural escoger un instrumento que se aplique directamente al producto. Se podrían aplicar estándares, reglas, responsabilidad, impuestos y varios otros instrumentos de política en el caso de los detergentes de ropa y platos. El gran número de ingredientes complejos dificulta el gravamen, y así las alternativas principales son quizás alguna forma de control directo o instrumentos voluntarios, como la revelación de información y el etiquetado. Este último es también una estrategia que se podría utilizar en otros problemas relacionados con los desechos, incluyendo la regulación ambiental del comercio.

Los detergentes de ropa poseen tres características que hacen que el etiquetado sea particularmente apropiado: los criterios ecológicos y técnicos son complejos; los peligros principales yacen en el producto, no en su proceso de producción; y el producto es comprado por hogares (en lugar de por industrias como un bien intermedio). La Sociedad Sueca para la Conservación de la Naturaleza tiene su propio esquema de ecoetiquetado, en competencia con las ecoetiquetas nórdicas oficiales (ver Capítulos 10 y 12). En tér-

minos de cuota del mercado, ambas etiquetas han sido exitosas. Las cuotas de mercado del shampoo, el detergente de ropa, el líquido lavaplatos y los limpiadores sanitarios ecoetiquetados han aumentado de 0 en 1990 al 90% en 1997 (50% para Bra Miljöval), y las ecoetiquetas disfrutaron de un buen nivel de aceptación y credibilidad. Si los productos ecoetiquetados son realmente menos dañinos para el ambiente, entonces esta política habrá reducido significativamente la toxicidad de los efluentes, disminuyendo el impacto de una categoría importante de desechos domésticos.

Para obtener la certificación ambiental, las compañías deben cumplir con una serie de criterios y pagar una cuota. Los criterios se centran en los ingredientes o el proceso productivo. Los proponentes del esquema de ecoetiquetado afirman que las compañías se han visto obligadas a reducir o eliminar el uso de varios ingredientes dañinos (como los fosfatos) de los detergentes en polvo y que este cambio ha resultado en beneficios considerables para el medio ambiente. Esta afirmación se ve un tanto sustanciada por un estudio que señala que los fosfatos fueron reducidos en más del 50% y los perboratos en un 80% entre 1990 y 1995 (Nilsson 1998). Sin embargo, los criterios incluyen largas listas de ingredientes que solo un experto puede comparar, y los ingredientes que se reducen tienen sustitutos, de modo que el uso de otros ingredientes —percarbonatos, enzimas y nuevos tipos de surfactantes— va en aumento. Varios otros estudios reportan reducciones del 45% en los componentes menos biodegradables (Rosander 1998, Svenska Naturskyddsforeningen 1999, Wilske 1999) (ver Cuadro 27-1).

Una de las críticas de los esquemas de ecoetiquetado Tipo 1 es que no logran asumir una perspectiva de ciclo de vida del producto, y no toman en cuenta el desempeño y el usuario del mismo (ver Capítulo 10). Por ejemplo, fabricar un detergente de ropa más amigable con el ambiente reduciendo ciertos componentes es bueno desde cierta perspectiva. Sin embargo, si la nueva formulación tiene un desempeño inferior o los consumidores utilizan una mayor cantidad del producto “verde” (u lo usan con agua mucho más caliente), entonces el impacto ambiental último podría ser mucho mayor que con la formulación original. Sin embargo, la noción de que los detergentes ecoetiquetados son menos eficaces (que conducen a un consumo más alto) parece ser incorrecta, porque la demanda total de detergentes en Suecia ha caído en más del 10% de 1989 a 1996, es decir, durante el período de introducción del ecoetiquetado, interrumpiendo un aumento sostenido del 100% desde 1958 a 1989.

Otra crítica contra el ecoetiquetado es que los criterios tienden a ser estáticos y a renovarse de forma casi automática, sin revisión, lo cual tiende a “detener” la tecnología en un momento en el tiempo y a que sea imposible beneficiarse del progreso técnico (por el bien del ambiente) (Solyom y Lindfors 1998). Las opiniones divergentes y hasta el conflicto en relación con la utilidad máxima de las ecoetiquetas es ineludible porque la ciencia natural y ecológica y los detalles técnicos son complicados; de lo contrario, el ecoetiquetado no sería necesario. No obstante, la complejidad misma permite encontrar evidencia en un sentido u otro que puede estar motivada por el interés ideológico o económico. Se podría sospechar que los gobiernos y los grupos ambientales desean interferir y controlar sin preocuparse por las ganancias o la libertad de comercio. Los grupos ambientales también pueden tornarse dependientes de los ingresos generados y actuar de manera táctica. De hecho, los gobiernos y los grupos ambientales corren el

**Cuadro 27-1. Reducción de ingredientes poco biodegradables en los detergentes suecos, 1988-1996**

<i>Ingrediente</i>	<i>Función</i>	<i>Reducción (%)</i>
Tetra-acetato de etilendiamina	Agente de complejación	100
Fosfonatos	Agente de complejación	50
Pigmentos	Colorante	100
Agentes de blanqueo fluorescente	Abrillantador óptico	100
Siliconas	Antiespumante	15
Perfume	Fragancia	0

riesgo de volverse corruptos y considerar la cuota de mercado de los productos eco-etiquetados (así como los ingresos que producen) como el objetivo primario, llevando quizás a estándares menores y a una falta de sensibilidad a los adelantos en la investigación ambiental que podrían cuestionar los criterios del ecoetiquetado. Aunque ninguna evidencia señala que ese sea el caso, es un riesgo que se debe tener en mente.

Algunas categorías de la industria podrían no desear un ecoetiquetado independiente y por lo tanto oponerse al principio planteando argumentos de rentabilidad (la industria está dividida en este punto; algunas categorías argumentan que la independencia de los certificadores le otorga credibilidad a la certificación y, por lo tanto, validez). Una pregunta interesante es por qué el ecoetiquetado ha sido exitoso en los países nórdicos y casi en ningún otro lado, con algunas excepciones de nicho<sup>4</sup>. ¿Estará la conciencia ambiental más desarrollada en estos países? ¿Sus ecosistemas (o consumidores) serán más sensibles? ¿Otras formas de regulación no están tan disponibles? ¿O será que otros modos de regulación están más disponibles y constituyen una amenaza más creíble si las empresas no cumplen? Se requerirían muchos estudios individuales para responder a estas preguntas, y todavía están por llevarse a cabo.

Por el momento, solo puedo ofrecer algunas pistas. Una de ellas es la estructura oligopólica de los comercios al detalle en Suecia: tres grandes cadenas de detallistas, una de las cuales está formada por una cooperativa de consumidores. La etiqueta Buena Elección Ambiental es una colaboración entre la Sociedad Sueca para la Conservación de la Naturaleza y las principales cadenas de detallistas, lo cual puede ser una de las razones de su rápido éxito. La existencia de grandes cooperativas puede haber sido importante. En el caso de los jabones, al inicio los fabricantes convencionales trataron de ignorar el ecoetiquetado en Suecia, pero esto solo condujo a la emergencia y el rápido aumento en la popularidad (medida en cuota de mercado) de algunos pequeños productores independientes de detergentes "ecológicos". Como la etiqueta resultó tan popular entre los consumidores, los grandes productores se vieron obligados a hacer lo mismo. A pesar de ello, las mismas empresas continúan resistiendo las ecoetiquetas en otros mercados.

En el resto de Europa la evolución ha sido distinta. Los grandes productores de detergente están organizados en la Asociación Europea de la Industria de Jabones y Detergentes, mientras que los productores verdes (como Ecover) están organizados en la Asociación Europea de Fabricantes de Detergente Ecológico con solamente un 2-4% del mercado (Nadai 1999). El resultado de la negociación entre ambas asociaciones



fueron unos criterios de la UE para los detergentes tan laxos que solamente excluían unos pocos de los peores detergentes del mercado. Así, el resultado paradójico fue que las compañías no usaron la etiqueta porque esta no aportaba información. La comisión esperaba un 10% de selectividad (es decir, solo un 10% de los productos serían inmediatamente elegibles), mientras que la AIS demandaba un 95%; ¡una exclusión de solo el 5%! Este ejemplo ilustra el riesgo inherente del ecoetiquetado dirigido por los intereses de la industria.

## Certificaciones transables de recuperación de residuos de envases<sup>4</sup>

En los países desarrollados, la gestión de los desechos solía ser un servicio público gratuito. La necesidad de aprovechar los incentivos económicos en esta área ha llevado a una buena cantidad de experimentación con esquemas de depósito-reembolso (EDR) y cargos por el manejo de la basura. Varios países han introducido también impuestos y otras políticas.

El Reino Unido tiene una nueva política que parece ser la más reciente y sofisticada en el sentido de aprovechar la eficiencia del mercado en la búsqueda del reciclaje de materiales. El antecedente de este instrumento de política es la directiva de la UE relativa a los envases y residuos de envases (94/62), que fue transpuesta a una ley del Reino Unido por las llamadas “Regulaciones de Empaque” (*Packaging Regulations*), que requerían cumplir metas de recuperación y reciclaje de los residuos de empaques (establecidas como porcentaje del total de empaques) para cada año hasta el 2001, cuando habría un 50% del total del empaque, con un mínimo del 25% de reciclaje y un mínimo individual del 15% de reciclaje para cada material (p. ej., plástico, acero o papel).

El Reino Unido introdujo regulaciones sobre la responsabilidad de los productores (*Producer Responsibility Obligations Regulations*) en 1997 (enmendadas en 1999) para cumplir con estas metas. Las regulaciones se modelaron de leyes similares en otros países, como Alemania, pero los instrumentos han evolucionado de manera considerable. Cubren cuatro sectores de la industria y depositan en cada uno un porcentaje de la responsabilidad. Para una lata de cerveza, la compañía que fabricó el acero puede tener un 6% de obligación, la que fabricó la lata un 9%, la fábrica de cerveza un 37% y el comercio que vendió la lata un 48%. Los números reales pueden variar según el año, tipo de material y otros factores, por lo que los decisores gozan de flexibilidad. Este instrumento también distribuye la carga del reciclaje. Es mucho más flexible que un EDR obligatorio que deposita toda la responsabilidad sobre la industria detallista y los consumidores.

Todas las partes involucradas en llevar un producto al mercado deben cumplir con sus obligaciones individuales. No tienen que reciclar o recolectar desechos. Sin embargo, sí deben tener certificaciones de valorización de recuperación (o valorización) de residuos de envases (PRN, por sus siglas en inglés) por el monto de su obligación. Las PRN son simplemente evidencia de que alguien (conocido como “reprocesador”) ha llevado a cabo el reciclaje o la recuperación. Nada impide que el reprocesador utilice los depósitos para promover el reciclaje. Si un EDR logra recolectar las latas u otros empaques, enton-

ces la organización que lo maneja puede cubrir no solo sus necesidades de PRN sino también conseguir más y así tener PRN para vender en el mercado. En algunos casos, los depósitos pueden ser la manera más eficaz de recolectar desechos para el reciclaje pero, en otras, los recipientes especiales para la recolección o algún otro método pueden ser más costo-eficientes.

El sistema incluye así el EDR como una posibilidad pero también se abre a otros métodos más eficientes inimaginados por los decisores. Varias características de este sistema —fomento del progreso técnico y organizativo, inclusión de todas las partes involucradas, costos compartidos— son atributos deseables en cualquier instrumento de política.

### Lectura adicional

Beukering 2001  
Palmer et ál. 1997  
Watabe 1992

## Notas

1. El Grupo de trabajo *ad hoc* de expertos técnicos y legales para considerar y desarrollar el borrador del protocolo de compensación de los daños producidos por movimientos transfronterizos de los desechos peligrosos y su eliminación se reunió por décima vez en Ginebra, Suiza, durante agosto y septiembre de 1999. El objetivo fue establecer reglas internacionales acerca de la responsabilidad y la compensación por el daño resultante de los movimientos transfronterizos de desechos peligrosos y su eliminación (ver UNEP 1999).

2. Gracias a Phil Hazelton, John Dixon y Julia Peck en el Banco Mundial por la información acerca de este proyecto.

3. Hay un cierto intercambio entre los desechos y las aguas residuales domésticas convencionales. En Estados Unidos, los trituradores de basura (que trituran la basura y la eliminan por el caño) son de uso común. Su función es convertir los desechos sólidos en efluentes.

4. Los alimentos orgánicos han llenado ese nicho en muchos países. La electricidad “libre” y el atún “sin delfines” son dos de los pocos ejemplos estadounidenses. El programa PROPER de Indonesia es uno de los pocos ejemplos de los países en desarrollo (ver Capítulo 25).

5. Gracias a Frank Convery por la información y discusión acerca de este instrumento.

# La pesca

**E**L PESCADO ES UN ALIMENTO QUE ofrece nutrición de alta calidad, en particular para los más pobres, para quienes incluso cantidades pequeñas de pescado ofrecen la única proteína en una dieta basada en alimentos básicos como el arroz. La pesca es una fuente importante de empleo para muchos habitantes de las costas<sup>1</sup>. El valor comercial del pescado supera por mucho el valor de cualquier otro alimento cazado por los seres humanos (la pesca ofrece también un valor de recreación que no discutiremos en este capítulo). Por último, el *stock* de peces es un indicador vital del estado del medio ambiente; los peces viven en el agua que cubre la mayor extensión de nuestro planeta y es también el depósito final de gran parte de la contaminación agrícola e industrial.

El cultivo de peces ha aumentado considerablemente, y algunas personas predicen un futuro en el cual los peces silvestres serán reemplazados por la piscicultura, como ha sucedido con los ecosistemas terrestres. Aunque existe esta posibilidad, presentaría algunos problemas ecológicos y sociales. La producción mundial de peces y crustáceos alcanzó 117 millones de toneladas en 1998, un 4,3% por debajo del nivel de 1997. La pesca de peces silvestres ha disminuido en un 8% a partir de 1997, pero la piscicultura ha aumentado de 29 millones a 31 millones de toneladas métricas. La piscicultura ya representa más de un cuarto de la producción de pescado y una proporción aún mayor del pescado para consumo humano.

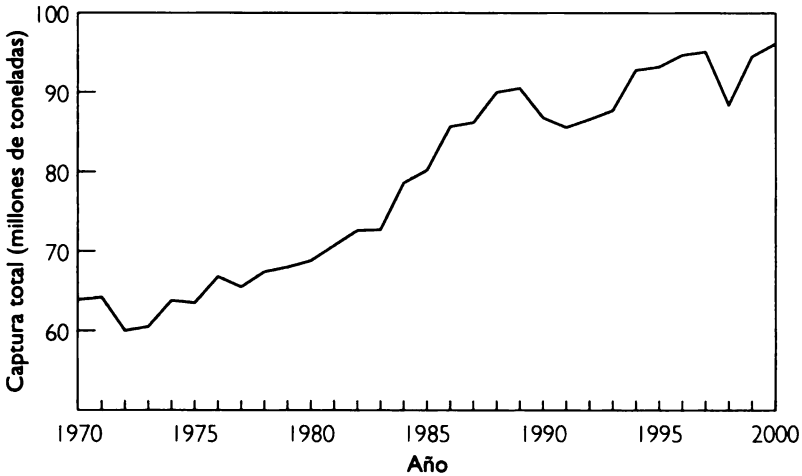
Según la FAO, la piscicultura como complemento de la agricultura es una tradición antigua que debe modernizarse, copiarse y expandirse. Las referencias más antiguas provienen de China (4000 años atrás), y este país sigue siendo el productor principal del mundo. Desde 1984, la producción mundial ha aumentado de 10 millones de toneladas a más de 30 millones. Los productores dominantes en Asia (China, India, Filipinas e Indonesia) representan casi el 90% de la producción mundial. Los sistemas integrados de piscicultura podrían ofrecer no solo ventajas nutricionales sino también en cuanto al ingreso porque reducirían el riesgo (al diversificar el ingreso), aumentando las cosechas y las ganancias. También proveerían beneficios ambientales asociados —como el control biológico de mosquitos, otros vectores de enfermedades y plagas agrícolas sin utilizar

plaguicidas— y ventajas complementarias porque las piscinas pueden ser fuentes de fertilizante e irrigación.

Para entender la pesca, debemos distinguir entre varios tipos principales de peces y pesquerías, así como los ecosistemas complejos a los que pertenecen. Por un lado, los peces *demersales*, que se alimentan en la plataforma continental y el fondo del océano, son particularmente abundantes en aguas poco profundas y suelen ser la fuente principal de pesca de subsistencia en los países en desarrollo (lo mismo vale para los peces de agua dulce, piscicultura y algunas especies como calamares y crustáceos). Por otro lado, los peces *pelágicos* como el atún, que viven en aguas profundas, son pescados principalmente por grandes flotas de pescadores comerciales. Existe un traslape —y conflicto— considerable entre los distintos tipos de pesca.

Muchas de las principales poblaciones de peces parecen estar siendo pescadas a su rendimiento sostenible máximo o más. La captura total de 1970 al 2000 se ilustra en la Figura 28-1. Un 10% de esta captura proviene de aguas continentales (sin contar la piscicultura). Antes de finales de los 80, las capturas de muchas de las especies de importancia económica aumentaron rápidamente durante varias décadas. Sin embargo, en la mayoría de las pesquerías (incluyendo muchas de las más importantes) estos aumentos han sido seguidos por el estancamiento o la disminución. En general, el estancamiento no se ha debido a un menor esfuerzo de pesca; por el contrario, las flotas de pesca han aumentado en tamaño, número y tecnología. Los barcos de pesca de arrastre son industrias enormes con redes tan grandes que podrían caber en ellas varios aviones jumbo, con tecnología de sonar y sistema de posicionamiento global (GPS) para encontrar los bancos de peces. La industria raramente identifica un nivel apropiado y lo mantiene. Una y otra vez, la sobreexplotación pesquera ha resultado en caídas abruptas de las poblaciones de peces y en numerosos conflictos entre las flotas pesqueras, a pesar de las advertencias de biólogos expertos en pesquerías. En algunos casos, estas crisis han conducido a esquemas de manejo que podrían permitir a las poblaciones recuperarse para mantener una pesca sostenible. En 1999 y el 2000, los datos preliminares mostraron un leve aumento, descontinuo de la caída de 1998. Sin embargo, estos datos de la pesca mundial han sido muy cuestionados por expertos que los acusan de ser engañosos por dos razones: los efectos temporales debidos a El Niño y, más importante, datos erróneos de China, país líder de la pesca mundial. La realidad es que ha habido una reducción del 10% a pesar de los esfuerzos de los últimos 15 años (Watson y Pauly 2001).

En las pesquerías, “el mercado” suele fallar en ausencia de regulación por la simple razón de que no existe el requisito básico de propiedad del recurso (ver Capítulo 4). Hace falta una política para evitar la sobreexplotación; sin embargo, el fracaso de las políticas tiende a suplementar la falla del mercado, porque estas han tenido el efecto opuesto al deseado. En lugar de restringir el esfuerzo pesquero y el sobreuso y permitir que las poblaciones se recuperen, muchos formuladores de políticas se limitan a “ayudar al pescador” como si la pesca fuese cualquier industria estándar. Así, se proveen créditos y subsidios para barcos más grandes y veloces, redes más largas y de trama más fina y equipo nuevo para localizar los peces. Todas estas tecnologías reducen el costo de la pesca pero expanden la capacidad más allá del nivel óptimo o incluso sostenible, de modo que empeoran la sobreexplotación pesquera. De acuerdo con una estimación, la pesca mun-



**Figura 28-1. Captura de peces, crustáceos y moluscos en el mundo, 1970-2000**

Fuente: FAO 2002.

dial valía US\$ 70 billones pero costaba US\$ 92 billones lograrla (FAO 1983), y aunque estas cifras han sido cuestionadas, muestran que los subsidios son —o al menos eran— un elemento importante en la reducción de los costos de producción y la expansión de las pesquerías. Según estimaciones más recientes de la OCDE, los subsidios parecen ser menores; los subsidios OCDE de 1997 fueron de US\$ 6,3 billones, lo cual sigue siendo un número considerable. Los costos de manejo de la pesca en Islandia, Noruega y Newfoundland (Canadá) son muy diferentes, lo cual indica deficiencias en la eficiencia, así como en la distribución, de los costos entre los pescadores y la sociedad. En Islandia, donde la economía depende mucho del excedente de la pesca, los costos de manejo se mantienen bajos (3% del valor bruto de la arribada), mientras que en Noruega cayeron del 13 al 8% y en Newfoundland fueron del 15-25% (Arnason et ál. 2000).

Los subsidios que reducen el costo de la pesca son una mala política si el problema principal es la sobrepesca como resultado del libre acceso. Sin embargo, varias políticas parecen estar funcionando, incluyendo los derechos de propiedad parciales (como la zona de exclusión de 200 millas), las licencias de pesca, las restricciones (p. ej., de ciertos equipos o estaciones) y las cuotas. El instrumento más directo consiste en establecer límites a la captura en forma de una captura total permitida basada en los rendimientos sostenibles máximos u óptimos; sin embargo, deben ser implementados a través de, por ejemplo, las cuotas individuales transferibles (CIT). Otros instrumentos posibles son los impuestos y la información, o instrumentos voluntarios como los esquemas de etiquetado.

Restringir el acceso es un instrumento popular porque se dirige a pescadores “externos”: de otros países, regiones o aldeas. Este mecanismo es fundamental en el nivel local de manejo del recurso de propiedad común (RPC) y también es el objetivo primordial del encierro de los mares implícito en la jurisdicción extendida de las pesquerías (ver Capítulo 5), bajo la cual el 90% de la captura mundial se basa en recursos que se encuen-

tran en aguas nacionales (Clark 1990). Esto no necesariamente conduce a un manejo sostenible, pero se puede considerar como un prerrequisito de otros instrumentos en el nivel local o nacional, como el manejo de RPC o las CIT.

Cuando es demasiado difícil monitorear la captura con exactitud, puede parecer más sencillo regular la tecnología; la prohibición del uso de tecnologías destructivas como la dinamita y el cianuro es un adelanto positivo. Sin embargo, muchas otras tecnologías se prohíben simplemente porque son demasiado eficaces, aunque no son estrictamente dañinas<sup>2</sup>. Los pescadores que utilizan tecnología simple de pequeña escala suelen percibir el equipo “más avanzado” como injusto y presionan en su contra. Las restricciones tecnológicas son comunes y, en algunos casos, eficaces en la protección de las poblaciones, pero con el costo de eliminar las rentas que deberían protegerse. Un enfoque más positivo sería utilizar la tecnología nueva pero reducir el esfuerzo y las capturas a un nivel óptimo y sostenible (ver Capítulo 4). Regular la tecnología implica monitorear cada detalle de la pesca (Brown 2000). Si se limita el número de botes, los propietarios adquieren barcos más grandes. Cuando los reguladores establecen una longitud máxima para los barcos, estos se hacen más anchos y poderosos. En áreas con diferentes restricciones de longitud, los barcos tienen proas “auxiliares” desprendibles.

Las vedas, otro método indirecto utilizado cuando la captura es difícil de monitorear, también presenta varias desventajas. El agotamiento del recurso no es el único problema de las pesquerías, aunque tiende a ser el dominante. Otros asuntos importantes tienen que ver con la seguridad ocupacional y el valor del pescado, estrechamente relacionado con su frescura. Ciertas restricciones (en particular las vedas pero también las cuotas físicas totales) tienden a fomentar una pesca muy intensiva durante el período en el cual la pesquería está “abierta”. Algunos pescadores de mero se adaptaron a una temporada de dos días invirtiendo en tres sistemas electrónicos idénticos, dos de ellos de reserva. Este ejemplo extremo muestra cómo las vedas pueden conducir a lo que se conoce como “sobrecapitalización” (Homans y Wilen 1997). La capacidad adicional puede permanecer inactiva durante algunos períodos del año o migrar hacia otras áreas, contribuyendo a la sobrepesca en otros lugares. Las temporadas cortas reducen el valor comercial de la captura, porque esta tiene que venderse congelada durante la mayor parte del año. Por último, conduce a la pesca incluso en condiciones meteorológicas peligrosas, lo cual aumenta los riesgos para la seguridad (NRC 1999).

Se puede derivar un problema de riesgo moral del vínculo entre manejo de las pesquerías y seguridad (Bergland y Pedersen 1997). La autoridad (el principal) escoge la oferta pública del esfuerzo en seguridad, y luego los barcos de la operación pesquera (los agentes) deciden el nivel de insumo privado. Es necesaria la participación pública en aspectos de seguridad para proveer bienes públicos como los sistemas de comunicación y navegación utilizados por todos los barcos. El problema de riesgo moral surge porque la oferta de servicios públicos podría motivar a los pescadores individuales a comportarse de manera que aumente el riesgo.

Un impuesto sería una solución excelente si el enfoque fuera solamente en los efectos sobre la asignación, pero dicho impuesto es impracticable porque el gobierno tendría que quitarle rentas a los pescadores que dice proteger (ver Capítulo 4). Rembolsar los impuestos no sería una opción porque se está regulando el nivel de pesca, no la tec-

nología (ver Capítulo 9). Los impuestos reembolsados no tendrán el “efecto sobre la producción” de un impuesto (ver Capítulos 9 y 14). Si el reembolso se vinculara a la producción, los permisos reembolsables no serían una manera adecuada de reducir la sobrepesca. Sin embargo, un impuesto a la captura, cuya recaudación se podría utilizar para el desarrollo comunitario (infraestructura, piscicultura, turismo u otros bienes públicos), sí sería una opción<sup>3</sup>.

Los instrumentos apropiados reducirían las capturas a un nivel sostenible, a la vez que permiten alguna flexibilidad a medida que varían las poblaciones. Permitirían el uso de métodos de pesca eficientes, dejarían las rentas en manos de los pescadores (al contrario de los impuestos) y generarían fondos para compensar a los pescadores que se vieran obligados a retirarse como resultado del programa. Se requiere además de un monitoreo creíble, y se deben evitar los resultados sociales inaceptables (como el desempleo regional masivo).

En este capítulo nos concentraremos en dos instrumentos: el manejo de RPC y las CIT. El primero parece más apropiado para las pequeñas pesquerías costeras y el segundo para las grandes pesquerías comerciales; sin embargo, esto no significa que las políticas como las licencias de pesca y los requisitos tecnológicos son siempre inapropiadas.

## Manejo de la pesca de subsistencia

Las pesquerías de la mayoría de los países en desarrollo involucran la pesca de subsistencia, en la cual pescadores individuales, a menudo de medio tiempo, pescan utilizando pequeños botes multipropósito. Dichas pesquerías son difíciles de manejar, sobre todo por la naturaleza dispersa de la actividad y las dificultades de transporte y de hacer cumplir las regulaciones en áreas remotas (Baines 1982, Nietschmann 1984). Tradicionalmente, estas pesquerías han tenido un manejo local, no central, y proveen muchos ejemplos de regímenes de manejo de RPC (ver Capítulo 10). Los mecanismos de exclusión son importantes en los RPC, donde el acceso a los recursos marinos se puede limitar por tres medios: restricción de la información (p. ej., de la ubicación de los peces y los métodos adecuados para pescarlos), defensa activa de los sitios de pesca (saboteando el equipo de los rivales) y exclusión formal (Durrenberger y Palsson 1987).

### *Sistemas comunitarios*

En los sistemas tradicionales de manejo, es común encontrar a toda la comunidad involucrada en el manejo de los recursos pesqueros. Este tipo de sistema se ha documentado en la región Indo-Pacífico, el Caribe, América Latina y África, así como en varios países industrializados (Ruddle et ál. 1992). En Japón, los señores feudales poseían los derechos a la pesca, que otorgaban a las aldeas a cambio de impuestos (ver Capítulo 5). Hoy en día, las cooperativas de pesca controlan muchas de estas pesquerías (Akimichi 1984).

En las islas del Pacífico, abundan los sistemas consuetudinarios de tenencia marina. La membresía en los grupos incluye derechos de uso para recursos marinos y terrestres,

y puede ser de origen ancestral u obtenida a través del matrimonio o la residencia, dependiendo de la región. A menudo, los derechos de uso están gobernados por reglas complejas (Hviding y Baines 1994). Los derechos de pesca pueden corresponder a áreas específicas dentro de un arrecife o alguna otra pesquería importante. Dentro de estas áreas, los forasteros deben obtener un permiso para pescar. Los residentes de la costa pueden intercambiar derechos de pesca por derechos de cultivo con habitantes del interior. Los clanes costeros pueden negociar si cierta área carece de determinada especie o presenta condiciones adversas a la pesca. Por lo general, los forasteros pueden pescar para su subsistencia pero no con fines comerciales. El acceso a bienes que solo tienen un valor comercial (como las perlas o el coral) suele estar muy restringido mediante la presión social, y los transgresores son deshonrados públicamente. También se puede exigir una compensación por la pesca ilegal. Los propietarios del recurso pueden contactar a la policía para detener a los pescadores ilegales; cuando la pesca o el ingreso ilegal se repiten pueden resultar en la excomunión social.

El manejo tradicional se centra en el control del esfuerzo mediante métodos de control, ubicación y tiempo. El equipo de pesca y el tamaño de las redes se suelen limitar, los explosivos están casi siempre prohibidos y el uso de plantas venenosas y arpones es restringido. Algunas especies no se pueden pescar —como las anguilas, tortugas y cocodrilos— o puede ser tabú pescar ciertas especies en determinado momento, como los peces juveniles en aguas poco profundas. Las vedas temporales en algunas o todas las pesquerías están diseñadas para permitir que las poblaciones se recuperen. En ciertas áreas la veda puede ser permanente. Las pesquerías se suelen rotar siguiendo los ciclos lunares, las mareas o el viento, previniendo así la sobrepesca en determinado lugar. La rotación es un buen método para distribuir los terrenos heterogéneos de manera justa y también permite que los pescadores se monitoreen unos a otros y hagan cumplir las regulaciones con poco costo adicional, como parte sus propias actividades pesqueras (ver la descripción de la pesquería Alanya en Turquía en Ostrom 1990). Por lo general, las reglas relacionadas con especies y periodos permitidos se adaptan a las condiciones ecológicas cambiantes y a las necesidades de la comunidad. Los administradores y pescadores tienen un conocimiento extremadamente detallado de la ecología de sus sistemas; en un área, se especifican más de 60 métodos de pesca, 40 rasgos del arrecife y 400 tipos de peces, así como los caminos migratorios y el comportamiento reproductivo de varios peces.

Este tipo tradicional de manejo de pesquerías se conoce a veces como *derechos territoriales de uso en la pesca* (DTUP). En el Caribe, uno de los pocos casos documentados de DTUP se encuentra en Jamaica, donde el manejo de la pesca dentro de un área del arrecife se asemeja a la de las islas del Pacífico. El control social del acceso a ciertos territorios restringe la pesca. El grupo controlador interfiere con las trampas de los transgresores. Normalmente, no se espera que este tipo de manejo social sea eficiente en el sentido de maximizar las rentas, pero en este caso funciona mejor que el acceso libre; Jamaica presentó rendimientos de pesca mayores que los de la pesquería caribeña promedio (Berkes y Shaw 1986). El manejo de DTUP también puede ofrecer incentivos para la piscicultura marina, así como a los parques marinos y el ecoturismo: la piscicultura marina se ha introducido a áreas DTUP en varias islas (Schug 1996), grupos nativos en Panamá y Papua Nueva Guinea han solicitado que sus territorios tradicionales se conviertan en



parques nacionales (Nietschmann 19984), y partes de la isla de Mafia (Tanzania) se están convirtiendo en parque marino (Anderson 1995; ver Capítulo 31 para más ejemplos).

### ***Ingreso de pescadores comerciales***

En muchos países, el influjo de pescadores comerciales hacia las pesquerías tradicionales ha creado sistemas híbridos de manejo donde las instituciones de RPC tienden a resquebrajarse (Cordell 1984, Ruddle 1988). A menudo, los pescadores comerciales y de subsistencia compiten directamente por los recursos. La pesca comercial puede ser una fuerza positiva que aporta tecnologías nuevas y precios más altos; sin embargo, en ausencia de derechos de propiedad claros, la pesca comercial ha destruido algunas pesquerías en el norte de Yemen, el este de Java, Tailandia e India (Thomson 1980). En Malasia, los barcos y el equipo poderosos utilizados por los pescadores comerciales destruyen la pesca tradicional (Vincent et ál. 1997). La pesca comercial genera contaminación, degrada los hábitats, fomenta la sobreexplotación e interrumpe la cadena alimenticia de los peces. Además, los jefes de los clanes que venden los derechos al recurso a los pescadores comerciales y no distribuyen los ingresos entre todo el grupo han generado desigualdad social en las comunidades locales.

Los sistemas tradicionales se pueden resquebrajar en respuesta a muchos cambios; por ejemplo, los efectos de las transacciones monetarias en pesquerías que anteriormente no tenían fines de lucro, la pérdida de autoridad de los jefes tradicionales, y la implementación de nuevas leyes por parte de los colonos (Johannes 1978). Se ha reportado sobrepesca tras abrir a la comercialización pesquerías que anteriormente eran de subsistencia en British Columbia (Rogers 1979) y para tortugas en Nicaragua (Nietschmann 1972). Se cree que el crecimiento poblacional cumple un papel en la degradación de los sistemas de manejo tradicional en Nicaragua (Nietschmann 1972) y en Micronesia (Johannes 1978). Las poblaciones crecientes de comunidades indígenas y esquimales en el norte de Canadá aumentan la presión sobre los recursos naturales; la reubicación promovida por el gobierno de una población esparcida y nómada en la pesquería de James Bay Cree tuvo efectos similares. Los recursos deben ser apropiados ya sea mediante los derechos de monopolio o cuotas, en el caso de las pesquerías comerciales, u otorgando a las pesquerías de pequeña escala el control sobre sus zonas de pesca (Berkes 1985).

La apertura de mercados de exportación y la entrada de procesadores foráneos pueden desestabilizar los sistemas de manejo de RPC. El esfuerzo y la capitalización aumentan, y los pescadores piden dinero prestado para invertir en barcos más grandes y equipo más caro. Incluso los pescadores que notan que el *stock* de peces se está agotando pueden seguir pescando porque tienen que pagar sus deudas. Una vez que los sistemas tradicionales se han desintegrado estos son difíciles de reconstruir, porque los líderes tradicionales han perdido autoridad y los pescadores se han acostumbrado al libre acceso y resisten los intentos por limitar sus esfuerzos (Johannes 1978). En la isla de Ouvea, una de las islas de la costa de Nueva Caledonia, las autoridades tradicionales mantuvieron su control incluso tras la introducción de tecnologías modernas; cuando los sitios de pesca fueron sobreexplotados, la tribu retornó a sus prácticas tradicionales de conservación (Nietschmann 1984). Varias comunidades pesqueras tradicionales han redactado constituciones para preservar el manejo tradicional de la pesca.

En la isla de Zanzíbar, Tanzania, por años el esfuerzo pesquero ha superado los niveles sostenibles (Mkenda 2001). Sus aldeas de pescadores parecen haber tenido un manejo eficaz de RPC en un inicio, pero varios factores condujeron a un rápido aumento en el número de pescadores y barcos: la caída de la economía agrícola, el desempleo subsiguiente y la adopción masiva de la pesca de subsistencia, así como la entrada de grandes embarcaciones comerciales. Algunos decisores locales parecen haber creído que las capturas aumentarían *ad infinitum* junto con el esfuerzo.

### ***El efecto de la nueva tecnología***

Las innovaciones tecnológicas específicamente dirigidas a incrementar el estándar de vida de los pescadores nativos pueden ser contraproducentes. Si las poblaciones de peces se acercan a su rendimiento máximo sostenible como resultado de la presión de la población, entonces las mejoras tecnológicas erosionaran aún más el *stock* y crearán desigualdades en el ingreso, porque algunos pescadores pueden costear el equipo nuevo y otros no. Los pescadores menos eficientes pueden ser empujados fuera del mercado a medida que los pescadores provistos de mejores equipos agotan la oferta, de por sí escasa. En la bahía de San Miguel, Filipinas, la entrada de embarcaciones de arrastre en 1980-1982 causó una redistribución del ingreso. En un esfuerzo por aumentar las capturas decrecientes de los pescadores de pequeña escala, el gobierno subsidió los barcos motorizados y las redes de nylon, exacerbando así el problema de la sobrepesca. Mientras tanto, el número total de pescadores siguió creciendo, a pesar de las capturas menores, porque había pocas oportunidades de empleo en otros sectores (Baines 1982). El gobierno malayo apoyó a los pescadores tradicionales durante los años 60 y 70 en su competencia con embarcaciones más grandes mediante fuertes subsidios al sector tradicional. Cuando esto resultó en la sobreexplotación, el gobierno implementó un programa de licencia de acceso restringido a las aguas en los 80 y redujo su programa de subsidios. Sin embargo, como las grandes, empresas pesqueras tenían más poder político que el sector tradicional, las violaciones raras veces se castigaban (Vincent et ál. 1997).

Sakthi, una aldea pescadora tradicional en Kerala, India, fue el centro de un proyecto de desarrollo pesquero en los años 50. Algunos aspectos benéficos de la modernización incluyeron una mayor especialización y productividad, la reducción del riesgo, y un esfuerzo menor. Los barcos motorizados permiten la pesca mar adentro, los rompeolas permiten pescar en aguas turbulentas, y las facilidades de almacenamiento reducen las fluctuaciones de precios; sin embargo, los efectos negativos incluyen la estratificación y la pérdida de cohesión social. En algunos casos, los propietarios de nuevos botes mecanizados no podían pagar su mantenimiento y reparaciones, por lo que perdían sus barcos. Al mismo tiempo, estaba emergiendo el lucrativo mercado de exportación de crustáceos. Inversionistas grandes como Union Carbide, Tata y Kelvinator ingresaron al negocio de exportación de crustáceos, cuya captura total aumentó dramáticamente; los precios del pescado aumentaron más allá de las posibilidades de los residentes locales. Los anteriores propietarios de botes pequeños se convirtieron en tripulantes de los barcos de arrastre, y la línea entre tripulante y propietario se volvió cada vez más difícil de cruzar. El sector tradicional fue decreciendo progresivamente; en 1978 había un noveno de los botes

tradicionales de 1953. El sector pesquero mecanizado experimentó el influjo de trabajadores de otras industrias y los precios de la tierra cerca de las pesquerías aumentaron. Más recientemente han comenzado a aparecer señales de la sobrepesca de camarón gigante, en cuyo caso tanto la tripulación de los barcos grandes como los pescadores tradicionales sufrirán las consecuencias (Platteau 1984).

A veces, la información asimétrica y la dificultad o el costo del monitoreo hacen que los pescadores adopten regulaciones del insumo. Los pescadores tienen grandes dificultades para construir por sí solos las instituciones necesarias para limitar la captura y proteger las poblaciones de peces y, como resultado, pueden recurrir al control de los insumos (Scout 1993). Además de las asimetrías en la información, la dificultad de lidiar con aspectos de heterogeneidad, ingreso y distribución son factores clave. El razonamiento ecológico —como la importancia de la edad y el tamaño para el reclutamiento— argumenta a favor de áreas de reserva marina o la zonificación como instrumentos primarios (Pauly 1997; ver también Capítulos 4 y 31). Si los ecosistemas son muy complejos, puede ser preferible dejar una zona más o menos intacta como fuente de larvas y otros “servicios” ecosistémicos, así como un banco de genes y una forma de seguro en caso del fracaso de las áreas de manejo comercial.

## Las CIT en el manejo de la pesca

### *Antecedentes*

El manejo local comunitario puede ser eficaz en las pesquerías de pequeña escala donde el grupo de usuarios es homogéneo; para operaciones de mayor escala, generalmente es más eficiente utilizar instrumentos como las cuotas transferibles (Berkes 1986). La seguridad de los derechos de propiedad es vital y aunque la jurisdicción sobre pesquerías ofrece algunas condiciones previas, no establece derechos de propiedad en el nivel adecuado del agente pescador. Establecer derechos exclusivos en el nivel nacional le brinda al gobierno la posibilidad de aplicar otros instrumentos de política apropiados y eficaces, como las CIT. Además del control de la contaminación, la única área importante en la cual las cuotas transables han sido exitosas son las grandes pesquerías comerciales. Estas parecen tener varias características especiales que las tornan particularmente eficaces: el valor elevado del recurso, su movilidad (y por tanto la dificultad de crear “derechos de propiedad privada” ordinarios basados en territorio), y las fuertes externalidades negativas ejercidas por un pescador frente a los otros (Christy 1973). Las CIT han sido aceptadas y son, con algunas reservas, respaldadas por el National Research Council’s Committee to Review Individual Fishing Quotas de Estados Unidos (comité para la evaluación de las cuotas de pesca individuales del Consejo Nacional de Investigación; NRC 1999). Otras características de los programas de CIT aparecen en el Cuadro 28-1, que resume información acerca de cómo enfrentaron aspectos de asignación de derechos y monitoreo, esfuerzo pesquero excesivo, sobrecapitalización, eficiencia, aspectos administrativos y de cumplimiento de las regulaciones, así como de seguridad y calidad del pescado.

Cuadro 28-1. Características de algunas pesquerías CIT

País: área	Asignación de				Derechos de propiedad*	Aplicación	Pago	Resultados económicos	
	Año	Especies	CIT	Costo					Base
Nueva Zelanda	1986	32 especies	P	Inicialmente gratuito	H	Derechos perpetuos y completos (excepto langosta) ( $R_{max}$ )	Auditiva	La trasgresión es una ofensa criminal	Producción 0 Empleo 0 Calidad del pescado + Precio de cuotas +
Islandia	1979 1984 1990	Arenque Demersal Todas	E	Gratuito	H/C/E	Cuota anual revocable ( $R_{conc}$ , $R_{empl}$ )	Auditiva	La industria paga los costos	Capturas +/- Esfuerzo - Calidad + Ganancias +
Canadá	1991	Mero	E	Gratuito	70% H 30% C	( $R_{max}$ ); $(R_{conc})$	Monitoreo de la captura	Penalización: pérdida de cuotas; los informantes reciben cuotas	Captura 0 Precios + Empleo - Concentración restringida
Chile	1992	Camarón rojo y ba-calao	P	Subasta		( $R_{max}$ ); válido por 10 años; subasta anual del 10%	Débil, auto-monitoreo	Multas progresivas	
Noruega	1973	Arenque, macarela, capelán, ba-caladilla	E	Gratuito	C	Transferencia restringida a aprobación por el Ministerio de Pesca			Aumento en las rentas

Australia	1984	Albacora	P	Gratuito	75% H 25% C	Transacción gratuita	Monitoreo de la captura	La industria paga el costo (44%)	Captura/esfuerzo + Rentas + Capital utilizado -
Estados Unidos	1992	Cherna	E	Gratuito	50% H 50% E	( $R_{\text{conc}}$ ): derechos de propiedad perpetuos pero incompletos	Monitoreo por "cupón de captura"; inspección en el puerto de llegada	La violación conlleva multas	Sobrecapitalización - Eficiencia + Esfuerzo - Precio estabilizado
Costa Este	1990	Almeja blanca y almeja americana	E	Gratuito	80% H 20% C	Propiedad completa de cuotas	Vigilancia costera, etiquetas, registros		Eficiencia + Captura/embarcación, renta + Exceso de capacidad -
Alaska	1995	Mero y bacalao negro	E	Gratuito	H	( $R_{\text{conc}}$ )	Contaduría y auditoría (tarjetas de débito, tiquetes de pesca)		Resultados económicos inciertos
Florida	1992	Langosta	P	Precio fijo	H	( $R_{\text{conc}}$ )	Monitoreo de las trampas; inadecuado		Número de trampas - Arribadas estables Valor del permiso +

Fuentes: Armason 1996, Batkin 1996, Casey et al. 1995, Flaaten 1995, Gauvin 1994, Green y Nayar 1988, NRC 1999, Wang 1995.

Notas: las CIT se asignan a pescadores (P) o embarcaciones (E) con base histórica (H), en la capacidad (C) o equivalente (E).

\* Los "derechos de propiedad" no suelen significar derechos de propiedad absolutos, sino que se pueden transferir libremente exceptuando las restricciones anotadas. Las restricciones se basan en la cuota de pescados o permisos ( $R_{\text{max}}$ ), concentración ( $R_{\text{conc}}$ ) o efectos sobre el empleo ( $R_{\text{emp}}$ ).

Tradicionalmente, la pesca de mar abierto no estaba restringida. Por razones obvias, el manejo de RPC era difícil de organizar. En décadas recientes han surgido cada vez más conflictos entre pescadores de las distintas naciones, y se ha requerido cada vez más regulación para proteger las poblaciones de peces amenazadas o sobreexplotadas. Las regulaciones anteriores —por lo general basadas en captura, exclusión o tecnología— están siendo reemplazadas por o suplementadas con CIT en varias pesquerías.

### ***Implementación: Islandia***

Islandia constituye un ejemplo particularmente interesante porque es una nación pesquera prominente; la pesca es una industria tan dominante que los formuladores de política la toman en serio (su cuota directa del producto nacional bruto sobrepasa el 15%). En los años 60, estallaron serios conflictos (las llamadas “guerras pesqueras”) entre Islandia y el Reino Unido, los cuales fueron un factor importante en la formación de la Ley del Mar. Las pesquerías islandesas también han experimentado muchos de los problemas comunes en las pesquerías de otros países. El valor del capital pesquero en las pesquerías islandesas aumentó en más del 1200% de 1945 a 1983, mientras que el valor real de la captura aumentó en solo un 300%, indicando que la sobrecapitalización (y la sobreexplotación en general) era un problema serio. Las restricciones del esfuerzo, moratorias y cuotas no impidieron que las poblaciones de peces se redujeran a un nivel demasiado bajo, momento en el cual la industria pesquera empezó a cooperar con los planes de manejo. En 1979, Islandia fue el primer país en implementar un sistema de CIT, al principio para el arenque. El programa se expandió varias veces para incluir más especies hasta 1990, cuando se creó un sistema que abarcó a todas las especies de ese país.

En Islandia, las CIT fueron sobrepuestas sobre el sistema de manejo anterior; por eso, todavía existe una política de acceso limitado basada en licencias no transferibles. Inicialmente en la pesquería de capelán, el 33% de las cuotas se asignaron con base en la capacidad de la embarcación y las demás se dividieron equitativamente; en las pesquerías de arenque y camarón, las cuotas se dividieron equitativamente. El Ministerio de Pesca establece un total admisible de capturas (TAC). Los TAC para ciertas especies (como el bacalao) se han establecido por encima del límite biológico recomendado, supuestamente “porque la economía islandesa depende de la pesca”. El comercio de las cuotas ha sido vigoroso: desde 1986, se ha transado un 20-30% de las cuotas al año; en 1993-1994, se transó un 44 y un 96% de las cuotas para bacalao y pez carbonero, respectivamente.

El manejo de la pesca ha logrado restablecer las poblaciones de arenque, pero no de bacalao, por el exceso de TAC. Las CIT parecen haber incrementado la práctica nociva de eliminar los peces inmaduros y descartar las especies menos valiosas cuando se atrapan peces mejores en las pesquerías de especies múltiples de Islandia. Aunque el sistema de cuotas se presentó originalmente como una medida de emergencia temporal, ha ocasionado una reestructuración considerable de la industria pesquera, así como un desempleo regional masivo. La industria se ha vuelto muy concentrada, lo cual ha conducido a conflictos distributivos feroces: las empresas más grandes poseen un 75% de la cuota

total de peces demersales. Las huelgas nacionales en contra del sistema de CIT plantean varias críticas:

- La asignación inicial de cuotas a los propietarios de embarcaciones los ha enriquecido, mientras que los tripulantes carecen de derechos<sup>4</sup>.
- El método de introducción del sistema de cuotas fue engañoso.
- La mayoría de las cuotas pertenecen a las empresas más grandes.
- El intercambio de derechos de pesca orientado hacia las ganancias se considera erróneo desde el punto de vista moral.
- La propiedad privada de los recursos pesqueros es objetable.
- Las transacciones de las cuotas no son transparentes.
- El resultado ha sido el desempleo regional masivo y la desintegración de la comunidad.

El Ministerio de Pesca recauda tarifas para cubrir los costos de monitoreo. La barrera superior de estas tarifas es un 0,2% del valor total estimado de la captura. Los beneficios económicos varían según la especie; para el arenque la captura se ha triplicado desde 1977, y el esfuerzo ha caído en un 20% durante el mismo período. En la industria del capelán, la captura ha sido constante mientras que el número de embarcaciones se redujo en un 40%. En las pesquerías demersales, que representan más de 75% del valor total de la captura en Islandia, el crecimiento anual del capital pesquero ha disminuido mientras que la productividad ha aumentado. La ganancia como porcentaje del ingreso bruto fue de -5,8% en 1980 y 4,0% en 1995. En 1990 las rentas fueron de más del 50% de las rentas máximas estimadas. Sin embargo, un programa de compra de las cuotas por parte del gobierno en 1994 sugiere que el programa de CIT no fue completamente exitoso.

### ***Implementación: Nueva Zelanda, Chile y Norteamérica***

Las experiencias de otros países varían, pero en general corroboran muchas de las experiencias de Islandia. Las CIT suelen ser una proporción del TAC; en Nueva Zelanda e Islandia, las cuotas se especificaron en términos de toneladas de pescado, pero en la actualidad representan cuotas que permiten una regulación más sencilla en respuesta a variaciones en el *stock*. Las cuotas se asignan a los pescadores individuales (como en Nueva Zelanda y Chile y para las langostas en Florida) o a los propietarios de las embarcaciones (como en Islandia, Noruega y algunas pesquerías en Estados Unidos y para el mero en Canadá). La asignación a pescadores individuales es más adecuada y fomenta las operaciones en pequeña escala, además de que en algunos contextos podría satisfacer mejor las preocupaciones distribucionales.

La base para la asignación define el carácter de cada programa. Algunos programas presentan un enfoque donde la asignación se hace con base en la captura histórica (*grandfathering*). Otros sistemas basan los derechos en el tamaño o la capacidad de la embarcación; por lo común, al inicio de los programas no se incluyen los botes pequeños en el sistema de CIT, y estos pueden pescar tanto como quieran, aunque eventualmente (especialmente si existe un sector pesquero de subsistencia grande) los botes pequeños deben ser regulados. A veces, las cuotas se reparten equitativamente entre todos los barcos participantes. Los sistemas suelen emplear más de uno de los criterios anteriores para determinar los derechos, pero la

asignación de las cuotas es casi siempre gratuita. Chile es la excepción, donde los derechos se subastan en el marco del sistema del CIT, aunque solo hay dos pequeñas pesquerías involucradas en él. En muchos países, los permisos subastados, como los impuestos, generarían una resistencia considerable; en cambio, la subasta parcial o asignar los permisos con algún precio intermedio podría ser una opción aceptable.

Nueva Zelanda ha (al menos en parte) calmado el conflicto potencial entre pescadores comerciales y tradicionales. Los primeros cosechan su cuota del TAC una vez que los segundos terminan de pescar. Cuando el TAC aumenta, los pescadores comerciales deben comprar cuotas adicionales, mientras que los pescadores tribales y recreativos gozan de acceso libre (sujeto a las leyes de conservación), de modo que la dislocación social ha sido mínima. Otro ejemplo donde la dislocación ha sido mínima es en la pesca estadounidense de cherna, que introdujo CIT sin mucha dislocación económica, sobre todo porque la pesquería es relativamente nueva: las cuotas asignadas con criterios históricos no ejercieron un efecto redistributivo significativo. En la pesca estadounidense de mero y bacalao negro, parte del TAC se distribuye entre seis comunidades sin fines de lucro como parte de un programa de desarrollo comunitario. Las preocupaciones acerca del desarrollo de la comunidad fue uno de los ímpetus tras la introducción de CIT. El programa no aplica a la pesca de subsistencia, tratado o deporte. Aun así, existe un cierto grado de insatisfacción en cuanto a la asignación inicial de las cuotas, la cual excluye a procesadores.

La naturaleza de las CIT varía desde ser un derecho de propiedad en regla (como en varios casos en Nueva Zelanda) o un derecho “perpetuo” sin ser un derecho de propiedad completo (como en la pesca de cherna en Estados Unidos), hasta ser nominalmente propiedad del gobierno (como en Islandia). Sin embargo, el costo elevado al cual se comercian las cuotas permanentes en Islandia sugiere que estas se consideran como una propiedad personal que, sin ser privada, no será revocada por el gobierno.

En la mayoría de los casos, las cuotas son permanentes o de duración indefinida, y esta certeza se considera como un aspecto importante; al menos en una instancia las autoridades han distribuido permisos que luego se han visto forzadas a revocar (una pesquería de langostas en Nueva Zelanda [Breen y Kendrick 1997]). Chile es de nuevo la excepción, donde las cuotas rigen por 10 años. A veces, el comercio de las cuotas está sujeto a restricciones, en general para proteger la propiedad estatal o el empleo local en algunas comunidades. Este es el caso de la pesca canadiense de mero, donde al inicio el programa de CIT fue un experimento que no permitió la transacción. En 1993, se permitió una transacción limitada. En la actualidad, las embarcaciones no pueden transar más del doble de su asignación inicial de cuotas, y solo pueden alquilarlas anualmente. Las restricciones están destinadas a evitar la consolidación de la flota.

### ***Cumplimiento y economía***

En algunas áreas, la vigilancia comenzó con un enfoque de “guardaparque”, pero en algunos lugares este enfoque se ha reemplazado con auditorías más baratas en tierra firme. Las violaciones se penalizan con multas o retiro de cuotas (como en Canadá). En algunos casos, la industria pesquera financia el monitoreo. Por ejemplo, para el caso de la pesca de mero y bacalao negro en Estados Unidos, los pescadores deben ingresar los datos de captura en



tarjetas de débito. Los pescadores de mero también deben registrar su pesca en tiquetes que se comparan con los registros de los compradores. La Ley de Magnuson-Stevens requiere un programa de recuperación de costos: hasta un 3% del valor de la pesca se puede recuperar para costos de manejo directo, aunque en la actualidad esto no se lleva a cabo.

Los resultados económicos positivos de los programas de CIT son evidentes hasta cierto punto en cada programa: la mayor eficiencia en términos de esfuerzo por captura y captura por embarcación, rentas mayores, mayor calidad del pescado, capitalización reducida y precios más altos de cuotas y peces. La consolidación de la flota puede exacerbar el desempleo de modo inevitable.

En el caso de la pesca canadiense de mero, el escenario era deprimente: previo al programa de CIT, las temporadas de pesca para los pescadores comerciales se acortaban cada vez más, desde dos meses en 1982 hasta menos de una semana en 1990. La pesca desenfundada resultante tenía un efecto muy nocivo sobre la calidad del pescado y su mortalidad. Los efectos económicos del sistema de CIT han sido sobre todo resultado del cambio de producto congelado a fresco a medida que la temporada se ha ido extendiendo; los precios han aumentado en un 55%. Además, en la actualidad la pesca se ha sincronizado para reflejar los precios de mercado y los costos de oportunidad de otros tipos de actividades pesqueras. La productividad ha aumentado con tripulaciones más reducidas. Diseñado y apoyado casi enteramente por la industria, se considera que el programa de CIT ha mejorado la seguridad, la conservación y el mantenimiento de registros, y que ha reducido el desperdicio, la captura innecesaria y la pérdida destructiva de equipo. Sin embargo, el ingreso de nuevos pescadores se ha dificultado; el número de propietarios de cuotas de mero descendió en un 24% entre 1995 y 1997; para el bacalao negro, el número se redujo en un 18%.

En las pesquerías de almeja blanca y almeja americana de Estados Unidos, la mayor eficiencia se refleja en el mayor número de arribadas por embarcación, menores costos de pesca, mayores ganancias y una disminución de la capacidad excesiva de cosecha. Las pesquerías han acumulado grandes ahorros de capital. En 1992, se estimaba que la renta del recurso de los propietarios de las embarcaciones de pesca de almeja blanca era de US\$ 11,4 millones con el programa de CIT. Las horas de pesca por embarcación han aumentado, lo cual indica que el uso del capital ha disminuido. De 1990 a 1992, la captura por embarcación aumentó en un 96%. La reestructuración de la industria ha sido rápida; dos años después del lanzamiento del programa, el tamaño de la flota había disminuido de 128 a 59 barcos. Para garantizar la oferta, el énfasis en propiedad de la embarcación se ha trasladado hacia la propiedad de cuotas.

La concentración de cuotas sigue siendo uno de los principales puntos controversiales del programa islandés de CIT. El Parlamento de ese país ha establecido un Comité de Recursos Naturales para considerar varios aspectos de la asignación de estos derechos, incluyendo la posibilidad de gravarlos<sup>5</sup>. Los impuestos podrían complementar las CIT y mejorar la percepción de la equidad de su distribución en Islandia.

Una posibilidad mucho más interesante es que los impuestos podrían reemplazar por completo las CIT y ser más eficientes. En un modelo con incertidumbre en la evaluación de las poblaciones y el reclutamiento, la variable más esencial es el tamaño del *stock* remanente, que depende del reclutamiento desconocido (y estocástico) de peces nuevos. La falla inherente de la regulación cuantitativa es que el tamaño del TAC y de las cuotas se debe determinar antes de que el regulador conozca estas variables y por tanto el tamaño apropiado

de la captura. Podría ser más fácil conocer el impuesto correcto si, como se suele suponer, el costo de la pesca varía con la densidad de los peces. Si la población meta es un determinado nivel mínimo, entonces el impuesto simplemente debe eliminar la rentabilidad de cualquier esfuerzo de pesca que lleve a la población por debajo de ese nivel. Aunque este esquema de impuestos suena indirecto y complicado, se ha desarrollado un modelo con incertidumbre ecológica inherente que favorece los impuestos por encima de las CIT desde el punto de vista de la eficiencia (Weitzman 2002).

### Lectura adicional

Andersen 1976, 1979  
 Berkes 1977  
 Cordell 1978  
 Davis 1983  
 Hannesson 1998  
 Katsonias 1984  
 McGuire 1983  
 Watson 1982

## Conclusiones

A medida que vamos conociendo los límites de los océanos, surgen problemas de manejo, eficiencia y equidad, donde los economistas pueden cumplir un papel importante. El desempeño de los economistas en las políticas de los recursos naturales durante los últimos 25 años, en las pesquerías en particular, puede ser tanto aplaudido como criticado (Wilén 2000). El planteamiento de que los ecosistemas constituyen capitales y deben ser analizados como tales ha sido fundamental. Otros logros importantes incluyen la incorporación de los derechos de propiedad y libre acceso en los modelos que ayudaron a convertir las CIT en un instrumento importante y exitoso. Sin embargo, otros aspectos relevantes para las políticas, tales como los derechos de propiedad, el monitoreo, el cumplimiento de las reglas y las capturas no intencionadas merecen un mayor énfasis. De manera similar, la creación de instituciones apropiadas, derechos de propiedad e instrumentos de política para abordar diversas condiciones ecológicas y sociales con los incentivos apropiados de monitoreo y reporte, distribución justa de los beneficios y flexibilidad frente a circunstancias cambiantes y ecología compleja sigue siendo un reto intelectual importante para los economistas ambientales y de recursos.

Los sistemas exitosos de CIT ilustran la importancia de los derechos de propiedad y acceso restringido. Pueden mantener niveles de producción sostenibles, siempre y cuando los TAC no se establezcan a un nivel demasiado elevado. Los programas de CIT suelen resultar en menos capital, más pescado, mayor precio y calidad y, por lo tanto, en la recuperación de las rentas económicas. Las cuotas permiten reducir la captura hasta un nivel óptimo o al menos sostenible. Si las cuotas son participaciones de un TAC, ofrecen una flexibilidad de corto plazo para enfrentar las variaciones en el *stock*. En Estados Unidos, la ley sobre mero del Pacífico Norte de 1982 otorgó la autoridad decisora a consejos de manejo de pesquerías, quienes ahora establecen los límites anuales locales de la captura comercial.

Las CIT promueven la responsabilidad y la gestión de la industria pesquera, incluyendo más investigación y cooperación con las regulaciones, pero la eliminación de la captura indeseada sigue siendo un problema. Nueva Zelanda ha implementado medidas

que incentivan a los pescadores a no desechar los peces: el gobierno compra la captura indeseada a un precio fijo o los pescadores pueden comprar cuotas para esta captura. Incluso con estas opciones, la eliminación del exceso de captura y de los pescados con poco valor económico parece ser un problema común a todos los sistemas de CIT (Copes 1986). Este no ha sido un problema mayor en Islandia, pero en las pesquerías multiespecies de los trópicos puede constituir un gran obstáculo a la implementación de CIT (Arnason 1996), al igual que el costo de monitoreo.

Implementar un programa de CIT conlleva el riesgo de concentrar la riqueza y generar tensión social. Se pueden diseñar varios mecanismos de asignación para ayudar a cumplir objetivos sociales, culturales y distributivos tales como proteger las culturas pesqueras regionales. Algunos programas han intentado limitar dicha concentración restringiendo el comercio. Este enfoque limita también las ganancias de eficiencia, pero las preocupaciones distributivas y regionales pueden tornar deseable algún tipo de restricción. El Consejo Nacional de Investigación de Estados Unidos (NRC por sus siglas en inglés) recomienda las CIT pero afirma que no son una panacea para todas las pesquerías (NRC 1999). En su lugar, los consejos regionales deben decidir si utilizarlas en cada caso particular. El NRC reconoce la necesidad de certidumbre, pero advierte a los beneficiarios en contra de considerar las CIT como derechos compensables; el gobierno debe retener el liderazgo máximo del recurso y puede, por ejemplo, limitar los métodos de pesca en ciertas áreas, y dicha restricción no debería conducir a una compensación. Por último, el NRC subraya la necesidad de la equidad además de la eficiencia, así como algunos requerimientos para limitar la acumulación de cuotas entre muy pocas partes.

Ni los sistemas de CIT ni el manejo de RPC representan la solución óptima o definitiva a todos los problemas de gestión de la pesca; los administradores y las comunidades disponen de ambos instrumentos, y se requiere una gran cantidad de ajustes para adaptar cualquiera de los dos a condiciones socioeconómicas y ecológicas específicas. Es probable que el manejo de CPR sea importante en los países en desarrollo con mucha diversidad y grandes poblaciones costeras que dependen de las pesquerías costeras, mientras que los sistemas de CIT aplican más en industrias grandes y muy desarrolladas en pesquería con menor diversidad ecológica. En el futuro habrá más instrumentos híbridos que combinen las CIT con impuesto o tarifas, y se prestará menor atención a la asignación y duración de las cuotas. Además un enfoque más general del manejo puede abordar también los valores ecosistémicos y recreativos.

## Notas

1. Sus impactos son considerables: varias decenas de miles de pescadores se quedaron sin empleo con la merma de la pesca de bacalao en Canadá durante los 90, aunque las pérdidas en el ingreso se han visto compensadas por la pesca de mariscos (Arnason et ál. 2000).

2. Puede haber varios ejemplos intermedios donde los métodos de pesca eficaces conllevan algún riesgo mayor a las poblaciones de peces, como las redes de trama fina, que capturan una gran

proporción de juveniles. Sin embargo, hay tecnología que es simplemente eficaz, como el equipo para localizar o atraer los peces a un lugar determinado.

3. Los impuestos han tenido éxito cuando el dinero recaudado se ha utilizado para “comprar” a los pescadores, reduciendo aun más el exceso de capacidad y manteniendo los fondos dentro del grupo de pescadores.

4. La asignación de CIT con criterios históricos se basó en capturas de 1983 a 1988. Este principio para la asignación de derechos de propiedad ha sido cuestionado en la Corte Suprema de Islandia, donde el caso seguía pendiente en 1999.

5. En otros países también ha habido una gran concentración, incluso si esta no ha generado conflictos importantes. En el programa australiano para la albacora, las flotas del oeste de ese país y de New South Wales le vendieron la mayoría de sus permisos al sur de Australia. El número total de embarcaciones disminuyó en más del 70% de 1984 a 1988, aunque se cree que buena parte de esta salida era de cualquier modo inevitable porque las poblaciones del pez se estaban reduciendo.

# Agricultura

**L**A ECONOMÍA AGRÍCOLA ES UN CAMPO AMPLIO, e incluso la interfase entre temas agrícolas y ambientales es demasiado extensa para cubrirla en un solo capítulo. Por eso, he seleccionado algunos aspectos, por su importancia y porque ilustran aplicaciones interesantes de principios cruciales para el diseño de instrumentos de política ambiental<sup>1</sup>. La contaminación de fuente difusa (ver Capítulo 13) es una característica propia de la agricultura. La economía de los hogares pobres que dependen de recursos naturales, como la agricultura o la silvicultura en pequeña escala, difiere mucho del caso simple de la empresa que busca maximizar sus ganancias presentado por la teoría neoclásica. No es que no busquen maximizar sus ganancias, pero la falta de mercados e información, la ausencia de títulos confiables y las restricciones en varios mercados (laboral, de créditos, seguros, insumos y productos) conducen a soluciones en las cuales las condiciones de primer orden de la maximización no se sostienen.

El riesgo inherente de la estocasticidad de todas las actividades basadas en los recursos naturales es un factor importante que explica la característica no-neoclásica de la contaminación de fuente difusa. La aparcería (ver Capítulos 3 y 13) se considera “ineficiente” porque el inquilino percibe solo una porción del beneficio marginal, pero carga con todo el costo marginal (Marshall 1920). Así, costo y beneficio no se balancean como esperaríamos en los modelos de optimización. Esto se explica por los resultados estocásticos, junto con las disparidades en el ingreso y la aversión al riesgo, así como por dificultades de monitoreo y el consiguiente riesgo moral<sup>2</sup>.

Otros factores importantes son los derechos de propiedad, los retornos a escala, los incentivos y la eficiencia. Muchos economistas han creído que los agricultores pobres, quienes suelen ser aparceros, son demasiado pequeños para sobrevivir en la agricultura (o silvicultura) y por lo tanto están destinados a convertirse en jornaleros sin tierra (p. ej., Sadoulet et ál. 1994). Una consecuencia podría ser que los problemas asociados con los aparceros sean transicionales; por lo tanto, las políticas se deben centrar en las fincas de gran escala (favoreciendo la concentración privada o mediante fincas estatales o cooperativas, dependiendo de la ideología). Sin embargo, existe poca evidencia en apoyo de

esta hipótesis (Binswanger y Holden 1998). Las ventajas a escala parecen ser limitadas en la mayoría de los tipos de agricultura (Berry y Cline 1979, Prosternan y Riedinger 1987, Rosenzweig y Binswanger 1994), y los incentivos de la aparecería pueden en ocasiones aventajar los efectos a escala; sin embargo, las fincas demasiado pequeñas y fragmentadas son ineficientes. La prevalencia del daño moral le otorga una ventaja a la mano de obra familiar frente a la contratada. Las ventajas a escala dependen de las condiciones geofísicas y ecológicas, entre otras. Por ejemplo, el equipo agrícola puede ofrecer ventajas considerables en las llanuras, pero no así en áreas empinadas.

A menudo, las ventajas a escala en el procesamiento (así como en el mercadeo y transporte) de ciertos bienes agrícolas como el té, el azúcar, la palma aceitera y el café han resultado en grandes plantaciones de estos cultivos. El nexo cercano entre cosecha y procesamiento es natural pero no tiene que ser inevitable. De hecho, pareciera que los acuerdos contractuales entre procesadores y productores de pequeña escala están reemplazando las grandes plantaciones de caña de azúcar en Tailandia y la India, y las de palma aceitera en Indonesia (Binswanger et ál. 1995). La misma industria procesadora suele ser muy contaminante, a pesar de que la mitigación pueda ser relativamente sencilla.

La producción agrícola de pequeña escala, común en el mundo entero, puede ser la mejor manera de manejar la agricultura y los recursos relacionados. Sin embargo, algunos problemas que atraviesan los productores los pueden conducir hacia un comportamiento insostenible. Uno de estos es la inseguridad en la tenencia que, aunada a otros factores, puede llevar a un desinterés en la conservación del suelo. Otra área problemática es el vínculo entre las altas tasas de descuento y el racionamiento del crédito. Ambos temas se discuten más adelante en este capítulo.

Existe una distinción importante entre la agricultura irrigada y la de secano. La primera se asocia con fertilizantes, plaguicidas, variedades de alto rendimiento y un alto grado de mecanización. La provisión de agua es un aspecto importante (ver Capítulo 26), así como lo son la escorrentía y agotamiento de los nutrientes, la calidad del agua y el riesgo de salinización en lagunas de zonas semiáridas. La dependencia de unos pocos cultivos de alto rendimiento puede reducir la biodiversidad y aumentar la exposición al riesgo. El uso intensivo de plaguicidas se asocia con riesgos de daño al ecosistema y a la salud de los productores y sus familias. No obstante, la aplicación de plaguicidas puede constituir una respuesta racional al riesgo en un ambiente carente de instituciones de ahorro y seguros<sup>3</sup>. La agricultura de secano, por su parte, se asocia con relaciones complejas entre pobreza, tasas de descuento, deforestación de laderas, erosión del suelo y conservación, así como efectos río abajo, derechos de propiedad, presión demográfica y tenencia.

La provisión de infraestructura tal como caminos es un instrumento poderoso para afectar el uso de la tierra. Los caminos nuevos abren nuevas áreas para la explotación agrícola (y la tala de bosque virgen). Por lo general facilitan el respeto de los derechos de propiedad y por tanto extienden el acceso a las fronteras, empujando el sistema manejado (fincas, tierras de pastoreo, plantaciones) hacia el área sin manejar de los bosques naturales. Los caminos también pueden ejercer un gran impacto sobre la productividad de la agricultura y otras actividades y suelen ser una de las primeras prioridades de los pobres rurales. Una mayor accesibilidad al mercado podría más que compensar cualquier efecto negativo, aumentando los incentivos para un manejo organizado y sostenible de

la agricultura, silvicultura y la tierra en general. Debemos distinguir entre redes viales extensivas e intensivas. Las primeras erosionan los incentivos para un manejo sostenible de los bosques y la agricultura (al proveer nuevas tierras baratas para su explotación); las segundas posibilitan una agricultura de pequeña escala viable (Schneider 1995). Los incentivos agrícolas pueden tener un impacto profundo sobre los bosques, dependiendo de la etapa de desarrollo. En la primera etapa, ejercen un efecto directo sobre el bosque natural al fomentar la tala. En etapas posteriores, pueden conducir a incentivos para un aprovechamiento forestal manejado.

En el Amazonas, los tipos de políticas mencionados aquí, las políticas clásicas (p. ej., la extensión agrícola y la provisión de servicios relacionados) y las estructuras gubernamentales interactúan de manera complicada (Schneider 1995). Cuatro recomendaciones de política pueden promover el crecimiento y la conservación de los recursos:

- eliminar los subsidios perversos que benefician la deforestación,
- diseminar (mediante la extensión agrícola, por ejemplo) tecnologías que aumentan la productividad de la tierra disponible,
- permitir a las comunidades indígenas manejar sus tierras de manera eficiente, y
- proveer infraestructura (caminos rurales, irrigación de pequeña escala, etc.) que ofrezca “redes de seguridad” a las comunidades pobres (Deininger y Minten 1996).

Los aspectos más amplios de la asignación de usos de la tierra para agricultura o aprovechamiento forestal se discuten en el Capítulo 30.

A manera de instrumento de política, el etiquetado tiene el potencial de beneficiar o restringir en el futuro el progreso de los productores de países en desarrollo. Pareciera razonable suponer que muchos productores de estos países se podrían beneficiar de una producción sostenible desde el punto de vista ecológico (en parte porque requiere de más mano de obra). Existen varias iniciativas, como el café de sombra y las frutas orgánicas. Sin embargo, los costos de certificación pueden ser demasiado elevados para los pequeños productores en este contexto (Gobbi 2000). El daño podría resultar de etiquetas diseñadas para consumidores (o productores) de países desarrollados y convertirse en barreras comerciales; México argumenta que este es el caso del atún libre de delfines (ver Capítulo 27).

## Manejo de la escorrentía agrícola

La escorrentía agrícola suele tener un carácter de fuente difusa. Varias externalidades (p. ej., suelo, nutrientes, plaguicidas, olores, organismos genéticamente modificados y plagas) se esparcen de una finca a la otra y hacia otros receptores de la cuenca, pero la fuente (campo o productor individual) es difícil de determinar. Así, puede ser complicado diseñar instrumentos de política, aunque no siempre. Para los plaguicidas peligrosos, por ejemplo, puede ser eficaz un impuesto, prohibición u otra regulación (a menos que haya contrabando).

Para prácticas agrícolas como la aplicación de abono en estiércol, el establecimiento de terrazas y el uso de insumos que no se consideran peligrosos, diseñar los instrumentos apropiados es más difícil pero aun así importante. La aplicación de grandes cantidades de nutrientes en la agricultura intensiva puede dañar los cuerpos de agua hacia los cuales estos nutrientes terminan por fluir. Los cuerpos de agua se pueden eutrofizar —perder su oxígeno disuelto—, un estado que conduce a una pérdida considerable de biodiversidad, así como de estética y valores recreativos y productivos<sup>4</sup>. La eutrofización no solo es causada por los fertilizantes sintéticos sino también por el estiércol, que no puede ser gravado, y por prácticas agrícolas como el drenaje de humedales y el desvío del cauce de ríos y arroyos. Estos procesos eliminan las oportunidades naturales de desnitrificación y otra retención de nutrientes. La restauración de humedales puede ser más costo-eficiente que la construcción de plantas de tratamiento de aguas servidas cuando se trata de eliminar nutrientes para detener la eutrofización (Andréasson-Gren 1991).

Muchos lagos e incluso algunas áreas costeras y marinas europeas están eutrofizados. En África, el lago Victoria —que avena una cuenca habitada por 30 millones de personas— está seriamente afectado por problemas que van desde la sobreexplotación pesquera hasta la invasión por peces y plantas no nativas (la perca del Nilo y el jacinto acuático). El lago recibe enormes cantidades de nutrientes de varias fuentes: erosión del suelo causada por la deforestación y la agricultura de laderas, la agricultura cercana al lago y en humedales que han sido drenados, e industrias agrícolas mal manejadas. Los ingenios azucareros, los beneficios de café y otras plantas procesadoras descargan grandes cantidades de nutrientes. El exceso de nutrientes en el lago es un factor vital tras la invasión masiva del jacinto acuático, la cual fue tan grande durante algunos años de los 90 que detenía no solo las canoas de pesca sino también los barcos grandes y los transbordadores. Por largos períodos la cobertura de jacintos fue tan grande que los barcos no podían llegar a puerto y las generadoras de electricidad tuvieron que cerrar. Los jacintos contribuyeron también a la diseminación de la malaria y otras enfermedades al proveer un hábitat para los mosquitos y otros vectores de enfermedades, así como a las serpientes y otros animales peligrosos.

Los estudios acerca de la contaminación de fuente difusa discutidos en el Capítulo 13 suponen un comportamiento egoísta no coordinado en un equilibrio de Cournot-Nash. Esta suposición no toma en cuenta la posibilidad de interacción entre productores (competencia fuera del mercado, rivalidad o cooperación). Aun así, los vecinos sí colaboran y poseen información de cada uno, y esta información debe incluirse en el análisis. Estudios sociológicos y de las ciencias políticas demuestran que es posible un monitoreo efectivo entre pares aun cuando no lo sea por parte de autoridades externas. Este hallazgo ha conducido al desarrollo de esquemas donde los productores colaboran para proteger las cuencas. La tasa impositiva se puede reducir en el caso de cooperación total, de modo que los contaminadores tengan un incentivo para la cooperación (ver Millock y Salanié 1997 para un modelo de impuesto ambiental con cooperación para la mitigación; ver Shortle et ál. 1998 para una reseña de temas de estudio en este campo). Sin embargo, tienen también un incentivo al parasitismo, y por lo tanto el grupo debe tener un monitoreo por pares, así como una estrategia creíble de castigos que disuada a los contaminadores de desviarse del grupo. La agencia nacional de protección ambiental puede escoger un sistema bipartito donde las comunidades agrícolas



escojan entre regulación convencional estricta (p. ej., impuestos elevados a los plaguicidas) y este tipo de colaboración. El resultado es un monitoreo en la cuenca y, si la colaboración fracasa, la agencia de protección ambiental retorna a la regulación convencional como su “punto de amenaza”<sup>5</sup>.

Si los productores monitorean sus respectivos esfuerzos por reducir la contaminación, esto podría minimizar los costos de información de la regulación al aplicar un impuesto ambiental para controlar la contaminación de fuente difusa (Byström y Bromley 1998). El esquema de incentivos, basado en contratos no individuales entre los agricultores y la autoridad reguladora, puede lograr el resultado costo-efectivo incluso si los productores no tienen preferencias homogéneas en cuanto al riesgo (es decir, hay selección adversa). Además, como los productores pueden intercambiar sus esfuerzos de mitigación, ni los contratos individuales con cada productor ni la información completa por parte de la agencia reguladora son necesarios para alcanzar una mitigación costo-efectiva, lo cual reducirá sustancialmente los costos de información de la regulación. La única debilidad es que el sistema de penalización colectiva puede carecer de apoyo legal, porque la ley penal en general requiere que la responsabilidad se establezca en el nivel individual.

El manejo de recurso de propiedad común (RPC) es otro mecanismo relevante en este contexto, porque ofrece el potencial de superar los incentivos para el parasitismo y los costos de monitoreo al utilizar la cohesión cultural aunada a reglas de manejo diseñadas especialmente de modo tal que se pueden modelar (al menos en parte) en términos de juegos repetidos. El monitoreo por pares es a menudo superior al monitoreo por los agentes de una autoridad externa (Ostrom 1990). Dado que los pares tienen más información relevante y más legitimidad que los monitores externos, el monitoreo es más barato y preciso, y se percibe como más justo. El manejo de RPC parece especialmente útil para los recursos marginales en los contextos relativamente pobres donde los rendimientos son tan bajos que el costo de establecer cercas parece elevado o es tan variable que las torna inadecuadas (más ejemplos y discusión en los Capítulos 26 y 31).

Uno de los problemas ambientales críticos de la política agrícola es cómo compensar a los productores que ofrecen servicios ecosistémicos adicionales. En muchos países industrializados, el sector agrícola está subsidiado y los productores pueden recibir subsidios explícitamente ligados a prácticas agrícolas que reducen la escorrentía (p. ej., dejar franjas libres a lo largo del cauce, plantar ciertos cultivos, mantener hatos de cierto tamaño relativo a las pasturas, dejar tierra en barbecho, y la zonificación y coordinación de la aplicación de fertilizante). En los países pobres, los subsidios agrícolas suelen ser menos elaborados y, en general, el sector agrícola es fuertemente gravado (no siempre directamente pero sí a través de la fijación de precios relativos). La compensación por servicios ecosistémicos es relativamente nueva en los países en desarrollo y, en principio, puede ser financiada en parte por el ecoturismo, ingresos por caza o pesca, contratos con compañías bioprospectoras, ingresos aumentados por ecoetiquetas o pagos directos de parques, autoridades públicas u otros usuarios (p. ej., Pasgiola 2000). Costa Rica tiene uno de los sistemas más elaborados de pago directo por servicios ambientales (Chomitz 2000; ver Recuadro 29-1 para más ejemplos). Muchas de las fuentes de compensación por servicios ecosistémicos se dirigen a prácticas forestales, pero se pueden incluir algunas actividades agrícolas, también.

## Derechos de propiedad, crecimiento poblacional y erosión del suelo<sup>6</sup>

Dada la naturaleza persistente del hambre y las hambrunas, los países en desarrollo concentran su atención en la seguridad alimentaria (Sen 1981, 1999). Entretanto, los observadores temen por la sostenibilidad en el largo plazo de la agricultura y otras actividades basadas en los recursos naturales en estos países (p. ej., Scherr 2000, Templeton y Scherr 1997). Los interesados externos suelen ofrecer consejos bien intencionados acerca de los distintos aspectos de la gestión agrícola, conservación del suelo, manejo del agua, oferta de leña y conservación, estrategias de reproducción, provisión de plántulas y otras actividades y tecnologías específicas.

Un problema de este enfoque radica en que se centra en objetivos parciales en lugar del objetivo principal de mejorar el bienestar de los productores. De manera similar, en otros sectores, la estrategia de enfocar un problema a la vez —contracepción, vacunas, alfabetización, electrificación, etc.— ha sido a menudo poco satisfactoria. Gran parte de los consejos concretos puede ser valiosa, pero muchos proyectos y políticas han fracasado, a veces porque iban en contra de los supuestos beneficiarios. Por ejemplo, las administraciones coloniales de muchos países ordenaron la erección de estructuras físicas para proteger el suelo, tales como gaviones de piedra y terrazas en banquetas. Como estas administraciones tenían la reputación de preocuparse poco por el bienestar de los productores (locales), sorprende que se preocuparan tanto por el bienestar de sus descendientes en el largo plazo. La manera en que se ordenaron estas estructuras de conservación no fue participatoria, para utilizar un término contemporáneo; su construcción era el simple resultado del trabajo forzado y se resentía su presencia. Después de que las antiguas colonias ganaron la independencia, sus habitantes abandonaron o destruyeron muchas de dichas estructuras en prueba de lo que pensaban de ellas.

Incluso los programas voluntarios de asistencia suelen confundir medios con objetivos, de modo que la meta de los proyectos (y sus mecanismos de remuneración) se formulan en términos de “kilómetros de terrazas” en lugar de “productividad agrícola mejorada”. Los abordajes modernos se enfocan en mejorar la productividad y la participación. Hoy en día, el objetivo principal es simplemente ayudar a los productores a obtener un ingreso sostenible mayor, aunque otras metas incluyen reducir la escorrentía y los efectos como la formación de barrancos que erosionan el suelo de otros productores o destruyen los caminos y otra infraestructura. Mantener la capacidad productiva del suelo sigue siendo importante, pero ahora se logra a través de métodos biológicos y menos intensivos en mano de obra, tales como plantar tipos especiales de pastos, árboles o arbustos, o simplemente dejar los desechos agrícolas a lo largo de las curvas de nivel para facilitar la retención del agua y los nutrientes y, así, la formación natural de terrazas.

La inversión en conservación de tierras depende de varios factores (Lutz et ál. 1994, Dasgupta y Mäler 1995, Shiferaw y Holden 1999). Uno de los problemas más graves y controversiales es el efecto de la presión demográfica. La posición malthusiana es que incrementar la población llevará a la caída de la producción marginal, el sobreuso y la degradación de los recursos que minará aún más la salud humana y profundizará la pobreza (Cleaver y Schreiber 1994). Las respuestas políticas que reflejan este enfoque subrayan el control poblacional, la educación ambiental y controles del acceso a los recursos. El enfoque boserupiano descri-

### Recuadro 29-1. El pago por servicios ecosistémicos

La ciudad de Nueva York emprendió un proceso extensivo de largo plazo para proteger sus fuentes de agua. El programa incluyó la compra de tierra, proyectos ambientales, tratamiento de aguas negras y acuerdos comerciales con propietarios de terrenos. Se invirtieron cientos de millones de dólares solo en la adquisición de tierras, pero aun así estas inversiones eran mucho más baratas que el costo de purificar el agua. Como beneficio adicional, la ciudad ha adquirido un área para la recreación en la naturaleza.

De manera similar, municipalidades en Quito y Cuenca, Ecuador, pagan por proteger sus fuentes de agua. Algunas municipalidades han accedido a hacer contribuciones fiscales al Parque Nacional Bosque El Imposible en El Salvador a cambio de una mejor calidad de agua.

Fuentes: City of New York (2002), World Bank (2002), Pagiola (2000).

be cómo una mayor presión demográfica es el mecanismo que conduce a una tecnología mejorada y una mayor eficiencia en el manejo de la tierra y, por tanto, a la prosperidad (Boserup 1965). Existe evidencia para apoyar ambas posturas (Binswanger y Deininger 1997; ver también Heath y Binswanger 1994, Sterner y Segnestam 2001 y Tiffen et ál. 1994).<sup>7</sup> Una revisión de más de 70 estudios empíricos en regiones montañosas y laderas pobres no logró concluir acerca de los efectos del crecimiento poblacional sobre la calidad de la tierra y los bosques (Templeton y Scherr 1999). Otros factores subyacentes podrían explicar por qué los resultados difieren tanto entre sí.

Un estudio llevado a cabo en el distrito Machakos, en Kenia, constituye un ejemplo de primera, citado con frecuencia en apoyo a la hipótesis boserupiana (Tiffen et ál. 1994). A pesar de un crecimiento poblacional del 500% en los últimos 60 años, la degradación de la tierra y la inseguridad alimentaria predichas para el área en los años 30 no se han materializado. Por el contrario, la producción de alimentos se multiplicó gracias a que se triplicó la cantidad de ganado por finca y se duplicó el área total de cultivos. Inversiones locales considerables en conservación de agua y suelos proveen las condiciones necesarias para la horticultura y la producción lechera de pequeña escala. Los productores se organizan en grupos de trabajo democráticos y eficientes (*mweya*) y disfrutan de una tenencia segura de la tierra, infraestructura y acceso al mercado en términos favorables, debido en parte a la proximidad entre Machakos y Nairobi.

En otras áreas de Kenia y las tierras altas de Etiopía hacen falta varios de estos factores vitales; en consecuencia, la gran presión demográfica parece estar directamente relacionada con la degradación del suelo (y la mayor pobreza). En un estudio del distrito Muranga, Kenia, llevado a cabo entre 1960 y 1996, el aumento poblacional se asocia con una mayor erosión del suelo, no con su conservación (Ovula 2000). En un estudio de algunas aldeas del norte de Etiopía, la seguridad de la tenencia (aproximada por el número de años de tenencia) se relacionó directamente con las medidas de conservación del suelo (Alemu 1999; ver también Capítulo 5).

Las prácticas de conservación del suelo y la mayor producción agrícola se alcanzan con más facilidad en comunidades que colaboran de forma democrática que en aquellas donde los productores trabajan individualmente. Muchos estudios muestran la impor-

tancia de las políticas, los derechos de propiedad y las instituciones democráticas para evitar la espiral maltusiana de crecimiento poblacional, pobreza y degradación de los recursos (p. ej., Ekbom et ál. 2001).

## El riesgo en la agricultura de aparcería

La agricultura es riesgosa porque el clima interactúa de modo complejo con los esfuerzos de los productores. Las decisiones de estos acerca de la conservación del suelo, la irrigación, el uso de fertilizantes y plaguicidas, y la tenencia de animales afectan los rendimientos esperados y resultan en variaciones en el corto y el largo plazo.

Los efectos de la incertidumbre son peores en los países pobres, donde las desviaciones de la cosecha esperada, que de por sí es baja, pueden resultar en hambrunas. Las asimetrías en la información entre principales y agentes son comunes. El daño moral dificulta la provisión de seguros suficientes para satisfacer a los productores adversos al riesgo (ver Capítulos 3 y 13). En consecuencia, los seguros de cosechas son poco frecuentes en la agricultura de los países en desarrollo (Hazell et ál. 1986, Binswanger y Holden 1998). Los productores pueden tratar de minimizar el riesgo mediante el ahorro, la diversificación de la riqueza y el empleo fuera de la finca; sin embargo, las instituciones que proveen estos servicios suelen ser inadecuadas o estar ausentes en los contextos rurales. Los productores eligen por lo tanto otras estrategias que ayudan a reducir el riesgo en el corto plazo, aunque pueden causar externalidades o aumentar el riesgo en el largo plazo\*:

1. Expandirse de manera extensiva a lo largo de la frontera agrícola.
2. Utilizar terrenos más alejados y otros RPC para la caza y recolección de plantas, madera y forraje, en particular en momentos de mayor necesidad.
3. Mantener grandes hatos a modo de capital.
4. Utilizar plaguicidas, irrigación y selección genética para ayudar a minimizar la variación en la cosecha. Por ejemplo, los productores pueden preferir variedades más seguras (aunque quizás de menor rendimiento), o mantener cabras en lugar de ganado.
5. Organizar esquemas de créditos, banca o seguros mutuales.

Los productores eligen distintas estrategias, las cuales a veces entran en conflicto. Los más ricos o poderosos pueden escoger la Estrategia 1 o la 3, impidiendo a los más pobres utilizar la Estrategia 2. Las Estrategias 1 y 2 se discuten en los Capítulos 30 y 31; el resto de este capítulo se enfoca en las estrategias 3 a 5. Todas ellas tienen implicaciones para los ecosistemas. Pueden ser aceptables en algunos casos pero dar lugar a conflictos de interés en otros. En situaciones de conflicto, puede ser insuficiente considerar el problema del recurso en sí; el sobrepastoreo no puede resolverse fácilmente mediante un impuesto al ganado, y proteger o reparar un ecosistema dañado mediante la prohibición o el gravamen de plaguicidas no es siempre la política más adecuada. Para diseñar instrumentos, los formuladores de políticas deben comprender las dos fallas de mercado subyacentes:

una relacionada con el ambiente y la otra relacionada con la ausencia de seguros y otros servicios financieros.

### ***La economía de los grandes hatos***

Comprender las interacciones entre la estructura social y la ecológica es particularmente importante para el manejo de los ecosistemas. En Botswana, por ejemplo, el uso extensivo de ganado en ecosistemas para el cual no está bien adaptado ha generado presión sobre dicho ecosistema (Arntzen 1996). La degradación de las pasturas, por ejemplo, es especialmente perjudicial para los pobres que viven y trabajan en las áreas más degradadas; carecen de un acceso seguro a los recursos (y en épocas de escasez general los grupos de más ingresos restringen el acceso a los recursos); dependen en gran medida de los REPC y de actividades como la caza y la recolección, que se encuentran en descenso, y carecen de otras alternativas.

En Lesotho se han conformado asociaciones de pastoreo para otorgar derechos exclusivos a sus miembros. Los beneficios de estos derechos bastan para persuadir a la gente de pagar cuotas de pastoreo, y pueden significar un paso importante en la dirección correcta. Sin embargo, no abordan los factores fundamentales que conducen a la tenencia de hatos demasiado grandes. En tiempos de sequía, un porcentaje del hato está en riesgo de muerte. Esto representa una pérdida en los ahorros del individuo, por lo que la respuesta individual y racional puede ser aumentar estos ahorros. El problema es que si todos los ahorros son en ganado, aumentará también la presión sobre el ecosistema, aumentando la tasa de mortalidad en la próxima sequía. La respuesta individual puede ser autodestructiva en el nivel agregado. Disponer de mejores servicios de banca o seguros puede ser un mecanismo importante al ofrecerle a la gente otras posibilidades además de la de aumentar sus hatos.

### ***El seguro de cosechas como alternativa a los plaguicidas***

A medida que la ola de sustancias químicas provenientes de la Era Industrial se ha incrementado para inundar nuestro ambiente, se ha presentado un cambiadrástico en la naturaleza de la mayoría de los problemas severos de salud pública. Recién ayer la humanidad vivía el temor de epidemias como el sarampión, cólera y la peste negra que asolaron naciones en el pasado. Hoy, nuestra mayor preocupación ya no son los organismos de enfermedades antes omnipresentes: la salubridad, las mejores condiciones de vida y los medicamentos nuevos nos han dado un alto grado de control sobre las enfermedades infecciosas. Hoy nos preocupamos por otro tipo de peligro que acecha en nuestro ambiente, un peligro que nosotros mismos hemos introducido a nuestro mundo a medida que ha evolucionado nuestra vida moderna. (Carson 1962)

En esta cita, Rachel Carson alude al riesgo del uso incontrolado de plaguicidas. Procede a describir un ejemplo tras otro donde la salud, capacidad de reproducción y hasta la vida de seres humanos y aves misma se han visto destruidas como un subproducto del uso de

la dieldrina y otros químicos, muchos de los cuales han sido prohibidos desde entonces, algunos como resultado directo de la publicación de su libro *Silent Spring* (*La primavera silenciosa*). Aun así, muchos miles de personas son envenenadas cada año por los plaguicidas y otros químicos peligrosos. Solo en Brasil se reportaron más de cinco mil casos de envenenamiento por plaguicidas en 1998 y, según la Organización Mundial de la Salud, por cada caso que se reporta 49 quedan sin registrar (Lins 1996).

Un ejemplo llamativo de cómo los plaguicidas se usan incluso cuando otros métodos podrían ser mejores radica en la lucha contra las langostas. La FAO invierte millones de dólares al año en fumigaciones para minimizar la amenaza de infestaciones de langostas en África. Sin embargo, el daño promedio a los cultivos es pequeño. En 50 años de datos no se ha hecho aparente la relación entre pérdida de cosechas y langostas (de hecho, la relación es a veces inversa porque las langostas suelen atacar en años de cosechas buenas). Las pérdidas esperadas son mínimas y, según algunos autores, menores al costo de fumigación (Heroc y Krall 1995, Joffe 1995). Además, el uso extendido de plaguicidas se ha relacionado con efectos sobre el ecosistema y otros costos.

Sin embargo, como las infestaciones tienden a concentrarse en un solo lugar, la cosecha de un productor individual podría verse destruida por las langostas. En ausencia de seguros, diversificación del ingreso y servicios bancarios, estos riesgos resultan fatales y por tanto inaceptables. De ahí la necesidad urgente de instrumentos de política relevantes y eficaces y la razón por la cual los gobiernos apoyan la estrategia de plaguicidas de la FAO. Sin embargo, se está repensando el combate de langostas con plaguicidas, en parte porque estas se consideran un manjar en la región del Sahara pero pierden su valor de venta si corren el riesgo de haber sido fumigadas. Los productores de las regiones afectadas se verían más beneficiados por un seguro que por los plaguicidas (Smith y Goodwin 1996). La pregunta es si las compañías aseguradoras estarían dispuestas a asegurarlos dado el riesgo moral involucrado en el seguro de cosechas. Si los donantes o los gobiernos pueden ayudar a implementar las instituciones que faciliten la provisión de seguros de cosechas (quizás seguros por infestación de langostas, más fácil de verificar que el fracaso de la cosecha en general), entonces se reduciría drásticamente la necesidad de plaguicidas.

### ***Las instituciones financieras en la reducción del riesgo***

Hasta cierto punto, los seguros y la banca son opciones intercambiables. Los ahorros pueden actuar como un amortiguador que reduce la necesidad de seguros. Incluso la diversificación del ingreso o el portafolio de bienes resultan en menos variación y, por lo tanto, reducen el riesgo y pueden fungir como sustitutos de los ahorros o el seguro. Se deben tomar en cuenta todos los factores que afectan el riesgo en un contexto dado. Los prestamistas de las aldeas cobran intereses exorbitantes, que alcanzan el 100% o varias veces eso por año (para India, ver Pender 1996; para Etiopía, ver Holden et ál. 1998, quienes hallaron que mucho productores viven con tasas de más del 100%). Estas tasas suelen ser el resultado de un racionamiento severo del crédito en conjunto con una pobreza absoluta (ver Recuadro 29-2). Esta práctica perjudica el progreso porque muchos proyectos buenos no reciben financiamiento a ese nivel de interés.

## Recuadro 29-2. Inversiones en combustible eficiente y tasas de descuento para los pobres

En Cheranástico, una aldea de 2400 habitantes en Michoacán, México, los habitantes suelen invertir hasta dos horas al día en recolectar leña para cocinar. Investigadores de la Universidad Nacional Autónoma de México determinaron en un estudio de campo que las necesidades de combustible y los horarios de recolección se podían cortar drásticamente, ahorrando a los residentes hasta 1,5 horas diarias (promedio de 50 minutos) si utilizaban estufas eficientes. Los investigadores ayudaron a los vecinos a construir estufas diseñadas para estar listas en dos días utilizando arcilla y otros materiales disponibles en la localidad.

Asumiendo 25 horas laborables para construir cada estufa, la inversión sería extremadamente "rentable" a una tasa de interés del 3% diario (más de 150.000% al año). La mayoría —aunque no todos— los aldeanos construyeron las estufas. Algunos de los más pobres nunca hicieron la inversión porque cada día era una lucha por sobrevivir. Este ejemplo ilustra claramente cómo la pobreza conduce a altas tasas de descuento.

Fuente: Almeida et ál. (1989).

¿Por qué otros bancos y banqueros no participan en el mercado, reduciendo el interés a tasas más razonables? Los bancos internacionales, por ejemplo. Las razones principales son el riesgo, las economías de escala, la información asimétrica, el monitoreo asimétrico y los altos costos de información. Los prestamistas locales tienen costos administrativos bajos relacionados con la pequeña escala de los préstamos, tienen más información acerca de cuáles individuos representan un riesgo crediticio y pueden monitorear sus esfuerzos profesionales y su desempeño. Así, los prestamistas locales pueden enfrentar todas las asimetrías importantes: el riesgo moral y los problemas de selección adversa. Libre de las economías de escala y otras barreras al ingreso (indivisibilidades, costos de inicio y comunicación), el prestamista local tiene un monopolio sobre el mercado de préstamos, lo cual refuerza las altas tasas de interés y el racionamiento del crédito que tanto perjudica el desarrollo y la recuperación de las malas cosechas, así como los costos asociados con bodas, nacimientos, enfermedades y educación.

Se han creado varios movimientos de bancos cooperativos para superar estos problemas. El Banco Grameen en Bangladesh es uno de los más exitosos (ver Recuadro 29-3)<sup>9</sup>. En él, los empresarios forman grupos con proyectos separados (ayudando a extender el riesgo) y solicitan préstamos como un grupo (lo cual reduce los costos administrativos). Cuando los préstamos se aprueban, solo los dos primeros miembros los reciben. Si logran hacer sus pagos a tiempo, dos miembros más reciben su préstamo, y así sucesivamente hasta el último miembro, quien suele ser el líder del grupo. La estructura basada en grupos crea incentivos para la cooperación dentro del grupo y la aldea como un todo, y para el monitoreo recíproco de las actividades empresariales y del pago de las cuotas. El enfoque le brinda a los líderes del grupo un incentivo claro para hacer funcionar el sistema (algo similar a la práctica de otorgar a los líderes de las cooperativas de irrigación una participación en los campos que se encuentran de últimos).

La implementación de bancos y compañías aseguradoras no es tarea sencilla. Requiere tiempo, paciencia y conocimiento local y es por tanto una labor que se debe manejar en el nivel local. Los formuladores de política nacional (o los donantes) pueden facilitar este tipo de desarrollo mediante la capacitación y la educación, así como creando las precondiciones institucionales necesarias, eliminando las barreras que a menudo dificultan la creación de dichas instituciones. La tenencia segura de la tierra es esencial en este contexto porque reduce el riesgo de manera directa, crea incentivos para las inversiones productivas y puede fomentar y facilitar la banca (porque la tierra es un colateral valioso). Dado que la pobreza y la inseguridad pueden llevar a prácticas insostenibles y cortoplacistas, la provisión de banca y seguros es importante para el desarrollo sostenible.

### Eco-impuestos en la agroindustria<sup>10</sup>

Una fuente usual de contaminación en numerosos países en desarrollo son los desechos orgánicos provenientes de ingenios, molinos de papel y palma aceitera, beneficios de café y plantas procesadoras de té y otros cultivos. El desecho es de origen biológico y, en condiciones apropiadas, biodegradable. En sí no es peligroso; sin embargo, si se vierte en grandes cantidades en el lugar equivocado (como un río o cuerpo de agua pequeño) puede matar el ecosistema existente mediante la eutrofización, porque su descomposición utiliza todo el oxígeno disponible en el ecosistema. Una medida de demanda de oxígeno como la demanda de oxígeno biológico (DOB) constituye una forma simple de cuantificar este tipo de contaminación.

Malasia se recuperó del colapso del mercado del caucho en parte gracias a la diversificación un tanto masiva hacia la plantación de palma aceitera en los 60. Los desechos se bombeaban al cuerpo de agua más cercano. Para 1977, "42 ríos en Malasia estaban tan contaminados que los peces de agua dulce ya no sobrevivían en ellos" (Aiken y Leigh 1992). No solo murieron los peces, sino que las fuentes de agua para hogares, aldeas y hasta municipalidades se tornaron inservibles. Hubo que cavar pozos. Los niveles de oxígeno eran tan bajos que permitían la descomposición anaeróbica, produciendo ácido sulfhídrico, amonio y otros compuestos tóxicos. Se dice que el olor era tan malo que aldeas enteras tuvieron que reubicarse, y las fábricas de aceite de palma se convirtieron en el foco de las quejas ciudadanas.

El Departamento Malayo del Ambiente (DOE) no podía pensar en detener la expansión de un sector que ya representaba alrededor del 15% de las ganancias por importaciones en 1975, proveyendo tanto divisas como oportunidades de empleo. Empero, tampoco podía ignorar el enorme problema de los efluentes que se supone esta industria lucrativa debía estar en capacidad de manejar. La carga de contaminación proveniente de los molinos de palma equivalía en 1975 a las aguas negras de 12 millones de personas (la población de un país).

El gobierno utilizó una combinación de políticas para abordar este problema y otros similares en la industria del caucho. En 1974 se aprobó la Ley de Calidad Ambiental, que autorizó al DOE a requerir licencias de las empresas y establecer los requisitos apropia-



### Recuadro 29-3. El Banco Grameen

En 1976, el profesor Muhammad Yunus de la Universidad de Chittagong, Bangladesh, lanzó un proyecto de investigación sobre el diseño de un sistema de entrega de créditos para proveer servicios bancarios a los pobres rurales. En octubre de 1983, el Proyecto Banco Grameen se convirtió en un banco independiente. El banco es mayormente propiedad de los prestatarios (90% de las acciones), y el 10% restante le pertenece al gobierno.

El Banco Grameen (grameen significa "rural" o "aldea" en el lenguaje local) ha sido muy exitoso en proveer servicios bancarios a clientes normalmente considerados como los más difíciles: los pobres rurales. Según sus actas, los activos han crecido de US\$ 5 millones en 1983 a US\$ 400 millones en 1999 (más de 30% anual). El Banco ha brindado préstamos a más de 2 millones de personas, opera en 35.000 aldeas a lo largo del país, y ha financiado más de medio millón de casas. Durante los 90, se convirtió en un "movimiento" con fondos separados y organizaciones que promueven la irrigación, salud, acuicultura y programas de salud y educación. El Banco busca de forma proactiva a los pobres más desposeídos de Bangladesh —mendigos, analfabetas, viudas— y aun así logra una tasa de devolución de préstamos del 99%. No se asemeja ni opera como otros bancos. No tiene oficinas alfombradas equipadas con teléfonos y faxes, pero sí reuniones con los prestatarios, quienes son mujeres en su mayoría porque se las considera más responsables que los hombres.

La filosofía del Banco Grameen es la siguiente:

A lo largo de los años, los representantes de los prestatarios han acordado con el Banco ciertos principios y compromisos que adoptarán para ayudar a mejorar sus vidas y su habilidad de pagar sus deudas. A ojos occidentales esto puede parecer paternalista en el mejor de los casos; sin embargo, los eslóganes son repetidos de forma entusiasta por los prestatarios. Prometen seguir "las 16 decisiones", una serie de compromisos personales tales como "Prometemos enviar a nuestros hijos a la escuela", y "Prometemos no demandar o pagar dotes por los matrimonios de nuestras hijas". El compromiso más importante es unirse a otros cuatro prestatarios, ninguno de los cuales puede ser miembro de la misma familia, para formar un "grupo". La dinámica grupal le brinda al prestatario la disciplina y el valor necesarios para entrar en aguas desconocidas. La presión del grupo y su apoyo reemplazan el colateral: si un prestatario no paga se penaliza al grupo como un todo. El sistema también le ahorra al banco el proceso costoso de monitorear y seleccionar a los prestatarios.

En el 2006, Muhammad Yunus recibió el Premio Nobel de la Paz por su iniciativa.

Fuente: Grameen Communications (1998).

dos. El DOE no solo podía ordenar tecnologías y niveles de emisión sino también clausurar plantas y diferenciar entre cuotas de licencias, permitiéndole cobrar tarifas similares a las cargas ambientales. La agencia adoptó un enfoque de consenso al formar un comité de expertos que involucraba representantes de las industrias en cuestión. Este comité y las industrias individuales buscaron tecnologías posibles de tratamiento de desechos y en dos años el DOE estuvo listo para formular sus condiciones.

En julio de 1978, el DOE anunció sus regulaciones para palma aceitera. Se utilizaron tres instrumentos de política:

- un sistema progresivo de estándares aplicables a los efluentes,

- una licencia variable correspondiente a una carga bipartita por los efluentes, y
- subsidios para tecnología de mitigación e investigación.

La base del sistema eran los estándares, que valían para distintos parámetros de efluentes, de los cuales el más importante era la DBO. Las mejoras requeridas eran dramáticas, reducciones de varios órdenes de magnitud en menos de una década (Cuadro 29-1). La agencia no hizo obligatorios estos estándares durante el primer año para darle tiempo a las plantas de hacer las inversiones necesarias en mitigación. Para estimular las inversiones, la cuota por la licencia era variable, con un pequeño componente fijo y uno variable, con dos niveles de tarifas: una por debajo del estándar y una más alta por encima:

$$T = T_0 + T_1\hat{e} + T_2(e - \hat{e}) \quad (29-1)$$

donde  $e$  es el efluente;  $\hat{e}$  es el efluente permitido según el estándar;  $T_0$  es la carga fija;  $T_1$  es la tarifa estándar para la contaminación permitida; y  $T_2$  es la "penalización" por contaminación "en exceso", fijada en 10 veces la carga por contaminación permitida.

Tras el primer año, los estándares se hicieron vinculantes y el DOE demostró su fortaleza cerrando una planta a finales de 1979 y algunas más entre 1981 y 1984. Pareciera que esto redujo el papel de la tarifa aunque esta seguía en pie y la agencia usaba su criterio para permitir a algunas empresas la operación aunque violaran los estándares siempre y cuando pagaran las cuotas. Esta discreción se aplicaba en los casos donde las plantas estaban haciendo un esfuerzo serio en la dirección correcta, y el cierre de plantas se utilizaba como amenaza para las empresas más recalcitrantes.

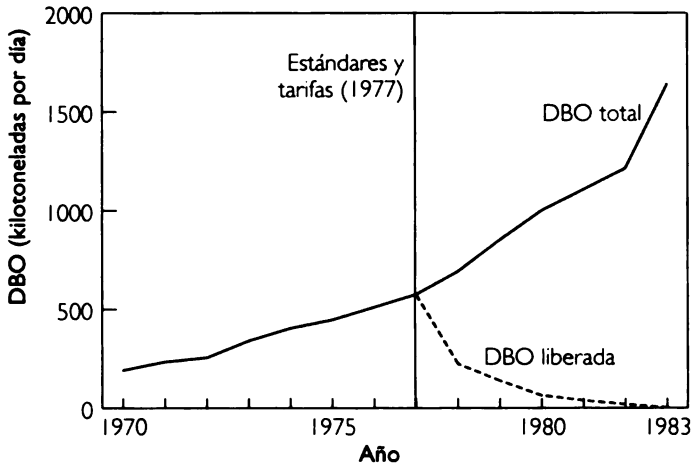
El tercer instrumento del DOE fue un tipo de subsidios para la investigación y el desarrollo de tecnologías de mitigación. No se pagaban fondos, pero en circunstancias especiales (y con la aprobación del Ministro del Ambiente) se reducían las tarifas o se eliminaban a cambio de inversiones en investigación y desarrollo de interés general. El

**Cuadro 29-1. DBO de efluentes y estándares requeridos para la extracción de aceite de palma**

Estándar	Año	DBO (ppm)
Ninguno	Antes de 1997	25.000
A	1978	5000
B	1979	2000
C	1980	1000
D	1981	500
E	1982	250
F	1984	100*

Notas: DBO = demanda biológica de oxígeno (en partes por millón [ppm]); Ninguno = efluente sin tratar, valor típico.

\* Incluso 20 ppm en ciertas condiciones.



**Figura 29-1. Producción y liberación de efluente DBO de palma en Malasia**

Fuente: adaptado de Vincent et ál. 1997.

gobierno estableció el Instituto de Investigación en Palma de Aceite de Malasia, que aumentó la capacidad de descubrir nuevas tecnologías de mitigación.

Los resultados totales de esta política se encuentran en la Figura 29-1, que ilustra la rápida reducción de los efluentes a pesar de la expansión continua de la industria de palma aceitera (como muestra la curva de DBO). Desagregar los efectos en componentes separados para la cuota, los estándares y los subsidios tecnológicos es difícil. Durante el primer año, la tarifa puede haber sido un elemento importante de la política, pero como las plantas enfrentaban el riesgo de clausura, los estándares físicos se tornaron más importantes. Las tarifas seguían funcionando como un incentivo adicional y como una forma de nivelar el terreno entre las plantas más responsables (con mayores costos de mitigación) y las menos cumplidoras. Una encuesta llevada a cabo en 1980 y 1981 mostró que los efluentes de 90% de los molinos estaban por debajo del Estándar D (500 ppm), el cual entraba en vigor en julio de 1981, y los efluentes de 40% de los molinos estaban por debajo de las 100 ppm, un estándar que no entraría en vigor hasta varios años después. Estas reducciones extremas se podrían interpretar como señal de que la tarifa seguía teniendo un efecto de incentivo, aunque también podría deberse a indivisibilidades en la tecnología, sugiriendo que las empresas prefieren apuntar hacia metas futuras para evitarse más inversiones costosas en el futuro<sup>11</sup>.

El éxito del DOE se ha atribuido a su combinación de políticas. Una tarifa pura sobre el efluente no habría bastado porque varias plantas habrían preferido pagar la cuota, generando condiciones de contaminación inaceptables en algunas zonas (Vincent et ál. 1997). La coordinación de los estándares y subsidios para investigación y desarrollo fue el resultado del proceso consultivo del panel de expertos establecido por el DOE y fue crucial para asegurar la aceptación y el apoyo de la industria.

Por último, el progreso tecnológico fue un factor importante. La naturaleza no tóxica y biológica hizo que el problema fuera relativamente sencillo. Se descubrieron va-

rias tecnologías de mitigación baratas y a veces hasta rentables. La biomasa y el efluente lodoso constituyen una excelente materia prima para fertilizante, biogás y otros productos que se han comercializado con éxito. La experiencia malaya debería animar a quienes enfrentan hoy problemas similares, como con el bagazo y otros desechos biológicos provenientes del procesamiento de materias primas e incluso los jacintos acuáticos del lago Victoria.

### Lectura adicional

Andréasson-Gren 1990, 1992  
 Hanley y Oglethorpe 1999  
 Howitt y Taylor 1993  
 Miranowski y Carlson 1993  
 Pingali y Geranio 1998  
 Randall y Taylor 2000  
 Rosezweig 1988a, 1988b

### Notas

1. Algunos temas relevantes que no abarcaremos por falta de espacio son el agua agrícola, a menudo subsidiada y mal manejada (ver Capítulo 26); los cultivos genéticamente modificados y la resistencia a los antibióticos, temas que involucran externalidades (ver Brown y Layton 1996 acerca de la resistencia a los antibióticos como un recurso no renovable) y bienes públicos junto a problemas éticos y políticos complicados. Las barreras al comercio y la apertura comercial suelen ser tópicos vitales para la agricultura de los países en desarrollo (ver el Capítulo 12 para una discusión acerca de los principios subyacentes, y Anderson 1998 para un panorama general).

2. Este es un ejemplo de los mercados interconectados, un vínculo entre trabajo, tierra y seguros. Hay otros ejemplos donde los mercados de créditos, insumos, productos, ahorro, seguros, tierra y trabajo se vinculan de varios modos (reunidos en Otsuka et ál. 1992).

3. Ver Zilberman y Millock 1997, Zilberman et ál. 1999 y Wu 1999 acerca de seguros y contaminación de fuente difusa. Ver Wu y Babcock 2001 para un enfoque de la heterogeneidad espacial y elección de instrumento.

4. Las prácticas agrícolas pueden tener otras consecuencias: el riesgo de derrumbes e inundaciones, la desecación de ríos y lagos (p. ej., el Mar Aral, vaciado por el cultivo masivo de algodón), la salinización, desertificación y la destrucción de ecosistemas de ríos y hasta de arrecifes de coral.

5. Se ha propuesto dicha combinación para mejorar la calidad del agua, con una advertencia de controles obligatorios o impuestos si el enfoque voluntario no logra alcanzar una meta específica de calidad de agua (Segerson y Miceli 1999). El regulador utiliza una tasa uniforme de subsidios (es decir, una que no dependa de las características de la finca) para inducir la participación en un programa voluntario para alcanzar una meta dada de calidad del agua. Esta sugerencia es un tanto similar al sistema de control de la contaminación en los parques industriales descrito en el Capítulo 25

6. Gracias a Anders Ekbohm y Wilfred Nyangena por sus interesantes comentarios.

7. Esta relación puede avanzar en ambas direcciones (Binswanger y Holden 1998). El crecimiento poblacional puede acelerar el progreso tecnológico y llevar a salarios más altos. Sin embargo, en muchas partes de África donde el aumento poblacional convive con instituciones poco desarrolladas, el desarrollo parece ser más maltusiano.

8. Estas estrategias representan solamente un pequeño subconjunto de las que podrían ser relevantes aquí. Otras estrategias importantes incluyen la diversificación de cultivos (incluyendo los cultivos intercalados), el almacenamiento de granos y los acuerdos contractuales, como la aparcería

(walter y Jodha 1986). Además, los patrones matrimoniales y la composición familiar pueden desempeñar un papel en emparejar los flujos de ingreso y reducir el riesgo (p. ej., si permiten a las familias extendidas abarcar una extensión geográfica grande o ejercer varias profesiones). Sin embargo, estos mecanismos parecen insuficientes para reducir el riesgo de manera satisfactoria (Rosenzweig y Binswanger 1994).

9. La India tiene esquemas similares; uno es manejado por la Asociación de Mujeres Auto-Empleadas (SEWA). Otro esquema exitoso es el Programa de Apoyo Rural Aga Khan, en Pakistán. El Deutsche Bank dirige, como un compromiso "proactivo", un esquema de microcréditos que busca ayudar al establecimiento de esquemas similares en otros países.

10. Esta sección parte de Vincent et ál. 1997, Khalid y Braden 1993 y Khalid y Wan Ali 1992.

11. La Ecuación 29-1 se modificó por un mínimo requerido que no fue vinculante durante el primer par de años, cuando los pagos por efluentes eran considerables. Sin embargo, el pago mínimo aplicaba a las firmas medianas cuando los efluentes cayeran por debajo de las 167 ppm y, técnicamente, no habría más incentivos por debajo de este nivel (Vincent et ál. 1997).

# *Silvicultura*

SE ESTIMA QUE LA COBERTURA BOSCOSA mundial ha disminuido en cerca del 40% desde tiempos preagrícolas (Bryant et ál. 1997). Sin embargo, como la definición de *deforestación* es problemática, no debemos confiar demasiado en las cifras exactas. Algunos autores se enfocan en la *degradación del bosque*, que remite a cualquier disminución en la densidad o perturbación en el ecosistema bosque. No es raro que se talen algunos árboles (particularmente valiosos), lo cual abre el área a cambios ecológicos y económicos como la construcción de caminos, que a su vez atraen la inmigración, agricultura y más tala del bosque. Menos del 40% de los bosques del mundo permanecen sin intervenir.

La *deforestación tropical*, la amenaza más seria en cuanto a la biodiversidad, excede los 130.000 kilómetros cuadrados al año. Los bosques tropicales pueden tener más de 150 millones de años de antigüedad, de modo que cada hectárea ha desarrollado una biodiversidad única, que puede ser mayor que la de áreas enormes que datan solamente desde la última Edad de Hielo (como el hemisferio norte). Irónicamente, los bosques están creciendo a expensas de la agricultura en algunos países ricos, como Estados Unidos y Escandinavia, donde los salarios elevados y otros factores favorecen este tipo de uso de la tierra (Capítulo 4). Este aumento compensa (al menos en parte) por la pérdida de carbono debida a la deforestación tropical, pero no limita la pérdida de biodiversidad u otros servicios de bien público que los bosques ofrecen, como la estabilidad climática.

Esta dicotomía ha generado un interés considerable, aunque probablemente insuficiente, por la protección de los bosques entre la comunidad de donantes, ejemplificado por la cooperación inesperada entre el Banco Mundial y el Fondo Mundial para la Naturaleza en una alianza global para la conservación y el uso sostenible de los bosques. Parte del interés en la protección forestal se relaciona con el carbono y el cambio climático, y parte con la biodiversidad y otros servicios ecosistémicos. Esto no quiere decir que toda la deforestación es inapropiada. Resulta imposible definir la *deforestación inapropiada* porque es un tema inherentemente político (Kaimowitz y Angelsen 1998). Sin embargo, es más probable que la deforestación sea inapropiada en ciertas circunstancias; por ejemplo, en terrenos que:

- son inadecuados para la agricultura (debido a su calidad o pendiente);
- proveen servicios ecosistémicos valiosos, como la protección de cuencas, o donde los efectos río abajo de la deforestación son elevados;
- albergan mucha biodiversidad; o
- son habitados por gente que utiliza el bosque.

Existen tantos modelos económicos para explicar la deforestación que no puedo hacerle justicia al caudal de ideas disponibles (ver Kaimowitz y Angelsen 1998 para un resumen). Sin embargo, un punto en el que todos coinciden es la importancia del acceso para aumentar la deforestación; este punto es central para el modelo presentado en el Capítulo 4. Los efectos de los instrumentos de política o los caminos variarán dependiendo del tipo de bosque. Un análisis económico se concentra en los costos de proteger los derechos de propiedad y en la intensidad del uso, y suele distinguir entre bosques naturales (áreas donde viven pocas personas y no se ha desarrollado aún la agricultura convencional) y rodales manejados (que pueden estar densamente poblados, pero la demanda de madera ha tornado las plantaciones comerciales más rentables que la agricultura).

Los intereses económicos detrás de las políticas públicas también son importantes. En muchos países templados, ha habido una preocupación constante por el agotamiento del recurso. Se trata en parte de una preocupación táctica de la industria procesadora de madera, interesada en el acceso a materia prima barata. Últimamente, sin embargo, se ha combinado con preocupaciones ecológicas y sociales más generales. Los bosques desempeñan varias funciones que van desde el reciclaje de los nutrientes hasta la protección de las cuencas, la calidad del suelo y el clima local. La tala de bosques tropicales puede causar pérdidas masivas de biodiversidad, erosión del suelo y la destrucción de ecosistemas río abajo, incluyendo la agricultura, represas, ríos, estuarios y arrecifes de coral. Estas perturbaciones pueden tener efectos perjudiciales serios sobre la población local, sobre todo los más pobres, que viven en tierras marginales y dependen de los recursos del ecosistema para la obtención de agua, leña, caza y pesca.

En el manejo forestal se utilizan varios instrumentos, incluyendo los subsidios, impuestos y la regulación de las prácticas silviculturales. Tres instrumentos adicionales han sido objeto de atención en años recientes: la certificación, las compensaciones de carbono y los cambios en los derechos de propiedad. La certificación o etiquetado es una iniciativa de países desarrollados diseñada para garantizar que los productos forestales provienen de bosques sostenibles, y las compensaciones de carbono son pagos internacionales para proteger el carbono secuestrado en bosques maduros para ayudar a mitigar el cambio climático. La propiedad es importante; el gobierno es el propietario de bosques más grande en la mayoría de países. Los cuestionamientos de su eficacia como terrateniente durante la década pasada han llevado a un interés por transferir algunos derechos sobre los bosques (degradados) hacia las comunidades locales, y por acuerdos contractuales para la venta de madera del gobierno. Los efectos indirectos de los instrumentos agrícolas y los caminos sobre los bosques pueden ser sustanciales, en particular en los países en desarrollo. La certificación, los derechos al carbono y el ecoturismo tienen el potencial de brindar la oportunidad de formular políticas en un país para afectar los bosques en

otro, correspondientes a al menos dos objetivos que son en parte globales: preservar la biodiversidad y mitigar el cambio climático. En este capítulo, analizo cada uno de estos instrumentos (exceptuando el ecoturismo, discutido en el Capítulo 31).

## Subsidios

La principal motivación para los subsidios forestales nacionales en países forestales bien establecidos como Escandinavia o Estados Unidos fue originalmente el miedo a una escasez de la oferta (porque el bosque era necesario para los navíos, la calefacción, o las industrias de madera y papel). El mismo temor condujo a varios otros instrumentos de política, como las regulaciones del manejo forestal. Cuando se usan los subsidios, tienden a hacerse permanentes a través de los efectos de los grupos de presión de las industrias que más se benefician de ellos.

La mayoría de las naciones industrializadas tienen algún tipo de subsidio, a menudo llamados *incentivos forestales*, que adoptan la forma de plántulas gratuitas, asesoría o ayuda financiera para el manejo. La ayuda financiera es más frecuente en los países desarrollados que la pueden costear, donde las plantaciones son una gran fuente de productos forestales. Incluso el mercado libre de Chile se ha modificado con un programa de ayuda financiera forestal, y el éxito del sector forestal chileno lleva a muchos forestales en otros países a creer que estos subsidios son necesarios para contar con un sector exitoso. Las plántulas gratuitas y la asesoría son comunes a las políticas forestales y los programas de desarrollo rural en el mundo entero, independientemente del estatus de desarrollo del país.

A pesar de la popularidad de estos instrumentos, la respuesta que obtienen es a veces limitada. Para comprender el problema, refirámonos al modelo espacial del Capítulo 4 (en particular la Figura 4-4). Los incentivos disminuyen los costos de manejo de las plantaciones que cuentan con un manejo profesional, pero en las primeras etapas del desarrollo forestal —con grandes extensiones de bosque virgen— no hay costos de manejo. Por lo tanto, los incentivos comienzan a afectar el manejo solamente durante la tercera etapa del desarrollo forestal, cuando los precios han aumentado y los propietarios comienzan a manejar sus bosques de manera profesional. En esta etapa “madura” del desarrollo, los incentivos subsidian el costo de los bosques manejados, aumentan la función de valor forestal neto y extienden los márgenes intensivos y extensivos de los bosques manejados. Aun así, los incentivos forestales no afectan los costos de cosecha y entrega, por lo que no tienen efecto sobre la extracción de los bosques naturales.

Los programas de los países desarrollados que se han concentrado exclusivamente en el número de árboles plantados o la provisión de plántulas han fracasado porque no tomaron en cuenta las preferencias (en particular las tasas de descuento) de los usuarios locales. Si la demanda de productos agrícolas es mayor que la de biomasa forestal, las plántulas gratuitas ejercerán poco efecto sobre la plantación de árboles (y pueden obstaculizar la producción nacional de plántulas). Sin embargo, en algunos contextos, las plantaciones de las aldeas han aprovechado tierras marginales con poca utilidad agrícola, donde no hubiera sido fácil recuperar la cobertura boscosa original. Por ejemplo, algu-



nas parcelas forestales financiadas con ayuda en el estado de Orissa, India, mejoraron significativamente el bienestar de las comunidades pobres (Köhlin 1998). Estos efectos se debieron sobre todo al tiempo ahorrado por recolectar leña más cerca de la casa, pero también a la recuperación del bosque natural cuando se redujo la presión por recolectar biomasa en él. Se requiere un entendimiento profundo de las condiciones locales para planear y situar correctamente las parcelas forestales de las aldeas y así maximizar sus beneficios. Por ejemplo, en general, dichas parcelas no deberían ubicarse en aldeas que limitan con bosques naturales, sino con aquellas más distantes, donde de otro modo sus habitantes tendrían que recorrer distancias más largas.

Otros subsidios de los países en desarrollo que han atraído una atención considerable son los subsidios “perversos” que fomentan la deforestación (p. ej., el famoso estudio de 1991 de Biswanger sobre los subsidios para la destrucción forestal en Brasil mencionado en el Capítulo 9). Hay muchos criterios por considerar cuando se seleccionan instrumentos para abolir los subsidios a los insumos agrícolas, esquemas de asentamiento, extensiones agrícolas, impuestos y créditos para fincas ubicadas en terrenos recientemente deforestados, industrias madereras y caminos: eficacia, direccionalidad, costos (directos e indirectos), aspectos de equidad y factibilidad política (Kaimowitz et ál. 1998). La reducción de subsidios enfrenta la resistencia de sus beneficiarios poderosos, pero también presenta la ventaja innegable de no gastar sino más bien ahorrar fondos para los presupuestos públicos.

## Impuestos

Los impuestos se utilizan principalmente en los terrenos forestales privados, para capturar una parte de la escasez o la renta de la tierra (similar a un impuesto sobre la propiedad u otros tipos de riqueza e ingreso). El efecto y la eficiencia de los impuestos dependen de exactamente cómo se define la base impositiva, el tipo de bosque y el tipo de propietario. Tres bases impositivas comunes son la tierra, la madera en pie y la madera cosechada (cuyos impuestos se conocen como *impuestos a la extracción*). Además, algunas comunidades han introducido un tratamiento impositivo preferencial para la silvicultura ecológicamente sensible (ver Klemperer 1996 para un resumen).

En general, se espera que los impuestos *ad valorem* sobre la propiedad de los terrenos forestales sean neutrales para el uso de la tierra y la edad de la rotación (momento de la cosecha). Sin embargo, dichos impuestos tienden a acumularse anualmente, y los productores obtienen ganancias con cosechas forestales poco frecuentes. El desfase temporal entre pagos de impuestos y obtención de ingresos puede crear un incentivo a convertir la tierra a otros usos<sup>1</sup>. Los impuestos sobre el valor del recurso *in situ* se conocen también como *impuestos al valor en pie*. En los países en desarrollo con maderas preciosas, las asimetrías en la información y las inconveniencias del monitoreo dificultan su recolección. Algunos estudios han demostrado que los impuestos al valor en pie suelen ser tan bajos que los recursos prácticamente se regalan. En India, Bangladesh y otros países asiáticos, las grandes industrias forestales han pagado solo una pequeña fracción de la renta del

recurso, beneficiándose en la práctica de una forma de subsidio escondido (FAO 1993). Por ejemplo, la Corporación de Papel Hindustán en Kerala, India, pagó US\$ 0,05/tonelada de pulpa de eucalipto cuando el Departamento de Bosques tenía costos directos de producción de casi US\$ 25/tonelada. Los impuestos al valor en pie podrían (de estar mal diseñados) fomentar la extracción de especies valiosas en detrimento de otros árboles. Los leñadores racionales dejan cada vez más producto residual en el bosque talado a medida que se acercan al margen. Les conviene extraer solamente los troncos que valen más que sus costos marginales, y como estos aumentan a medida que la tala avanza hacia el bosque en pie, constituyen una parte cada vez menor del bosque total. Sin embargo, se podría utilizar impuestos al valor en pie diferenciados para abordar específicamente esta práctica (Amacher et ál. 2001).

Un análisis de los impuestos (y prohibiciones) a la exportación indica que estos instrumentos pueden ser moderadamente exitosos para reducir la tala de los bosques naturales, en particular en el corto plazo (Aylward et ál. 1994). En el largo plazo, sus efectos son más inciertos. El riesgo es que reduzcan el valor de la madera y desmotiven las inversiones serias en manejo, tala y procesamiento sostenibles. Este efecto puede promover el consumo nacional, que puede conducir a más tala aún (como se cree ha pasado en Indonesia). En principio, las naciones importadoras podrían imponer prohibiciones o impuestos con efectos similares. Sin embargo, este enfoque requiere un número grande de países y plantea problemas de la política del comercio.

## Regulaciones

La regulación forestal es común (sobre todo en la silvicultura de los países templados) y a menudo se refiere a la regeneración de tierras privadas para asegurar una reforestación rápida tras la cosecha del rodal de madera anterior. Al principio, en muchos países se impusieron regulaciones como protección frente a una “escasez” anticipada de la oferta de madera, que por lo general no es una escasez real sino un argumento utilizado en las negociaciones de precios entre propietarios de bosques y los aserraderos o industrias de papel. Sin embargo, las regulaciones acerca de la reforestación también pueden estar motivadas por preocupaciones ambientales por los pájaros o la biodiversidad. Recientemente, algunos países (incluyendo Suecia) comenzaron a incluir objetivos específicamente ambientales, como dejar árboles muertos para los pájaros o conservar corredores a lo largo de los ríos como parte de las regulaciones forestales.

El efecto de las regulaciones depende del tipo de bosque. Para cosechas bosque natural maduro, los requisitos pueden atrasar la cosecha añadiendo un costo de reforestación al de cosecha. Los requisitos de reforestación son una expresión de la noción de que la tasa de descuento sería demasiado elevada como para justificar los costos de regeneración.

A menudo, sorprende escuchar, sobre todo en países tropicales, que los dueños de plantaciones forestales en países fríos como Suecia plantan árboles a pesar de un período de rotación de cien años. Esta práctica se debe en parte a las regulaciones pero también está arraigada en la cultura de los propietarios de bosques privados. En Estados Unidos,

los requisitos de reforestación no han ejercido un impacto sobre el volumen de árboles en pie en el largo plazo en las plantaciones mayormente privadas de Virginia (Boyd y Hyde 1989). En los países tropicales, esta forma de regulación sobre la reforestación no es común. Otras regulación se suelen incluir como parte de los acuerdos de concesión. La "tala permitida", por ejemplo, es una política común de la mayoría de las agencias forestales del mundo. Restringe la cosecha de madera madura a una fracción de los rodales en pie (Hyde 1980, Davis y Johnson 1987).

## Concesiones forestales y contratos madereros

Una estrategia de manejo en países con grandes bosques propiedad del gobierno consiste en otorgar concesiones a empresas forestales privadas. Los aspectos esenciales de la política de concesiones incluyen asegurar una recaudación financiera satisfactoria para la hacienda, proveer incentivos para métodos de cosecha sostenibles y eficientes y evitar la tala ilegal, mientras se mantiene la condición de largo plazo del recurso. Si los concesionarios pueden limitar el acceso y la competencia de la tala ilegal, deberían sentir la seguridad suficiente como para manejar sus concesiones de manera sostenible; sin embargo, este no siempre es el caso (Kaimowitz et ál. 1998). Las concesiones no se han asignado de manera competitiva, sino más bien de forma poco transparente y quizás corrupta, en parte debido a la escala enorme de las transacciones. En 1968, por ejemplo, Tailandia otorgó 500 concesiones madereras que abarcaban la mitad de su territorio (FAO 1993).

Resulta inevitable entonces la asociación de una industria voraz y cortoplacista con el manejo irresponsable de las concesiones. Los bosques públicos suelen ser áreas degradadas de libre acceso o bosque natural inaccesible. Por lo común, en las áreas de libre acceso puro, las rentas forestales ya han sido extraídas y queda poco por aprovechar. En realidad, la facilidad o posibilidad de acceso depende tanto de variables técnicas (p. ej., la calidad de los caminos, que determina los costos de tala y transporte) como socioeconómicas (p. ej., regulaciones y esfuerzo de control). A medida que estas variables cambian, se pueden crear rentas forestales. Los caminos grandes como la Carretera Trans-Amazónica en Brasil crean rentas masivas. En Indonesia, más del 20% de las concesiones en operación en 1992 habían perdido sus derechos de operación en 1996. La causa puede haber sido desinterés por parte del concesionario, o este puede haber violado los estándares de manejo aceptables en el largo plazo. En cualquier caso, es señal de que es probable que las rentas se hayan disipado.

La mayoría de los ministerios de bosques cobran una cuota por unidad talada como derecho a cosechar<sup>2</sup>. Así, el gobierno recauda una porción de la renta, y suele verse tentado de aumentar esta regalía. Hacerlo podría ser muy recomendable pero disminuirá la rentabilidad de la tala (legal). La tala decrecerá y las regalías aumentarán o disminuirán dependiendo de la elasticidad de la función de costo marginal. Desafortunadamente, rara vez se estima esta elasticidad. Algunas economías en desarrollo o antiguamente planificadas cobran casi nada y por lo tanto no generan ingresos públicos del todo. Lituania,

por ejemplo, probablemente aumentaría la rentabilidad social del sector si cobrara una pequeña y simple carga por volumen (Deacon 1996). Las regalías aumentan el incentivo de la tala ilegal (ver la misma discusión en relación con la pesca en el Capítulo 28).

La preocupación por la condición del bosque al término de la concesión ha llevado a algunos ambientalistas a sugerir un bono por responsabilidad sobre el desempeño ambiental de los concesionarios (Ruzicka 1979, Paris y Ruzicka 1989; ver también el Capítulo 10). En un caso ideal, los concesionarios pagarían un bono al inicio del acuerdo de cosecha, que sería devuelto al demostrar un desempeño aceptable. Para que el bono garantice realmente el desempeño ambiental, su monto debe ser suficiente para compensar todos los costos de retornar el bosque a una condición aceptable en el caso de incumplimiento. Esto significa bonos más elevados, por ejemplo, para concesiones en terrenos empinados y suelos erosionables y más bajos para concesiones en regiones menos erosionables. Las diferencias en los efectos de la tala sobre otras condiciones ambientales requieren una atención similar, de modo que debe llevarse a cabo una evaluación de los riesgos ambientales y costos de mitigación al inicio del contrato de concesión; sin embargo, esto raras veces ocurre.

## Certificación

La certificación y el etiquetado verde pueden constituir instrumentos útiles para contrarrestar la información asimétrica y ofrecer a los consumidores información acerca de la sostenibilidad ambiental de varias prácticas forestales (ver Capítulos 10 y 12). Su apoyo más grande proviene de los consumidores interesados en el medio ambiente. Dos de las certificadoras principales son el Sistema Paneuropeo de Certificación Forestal y el Consejo de Manejo Forestal (FSC, por sus siglas en inglés), con base en Oaxaca, México. El FSC es una organización internacional no gubernamental, fundada en 1993 a través de la asociación de grupos ambientalistas, industria maderera, silvicultura, organizaciones indígenas, grupos forestales comunitarios y organizaciones certificadoras de productos forestales de todo el mundo. Hasta mayo del 2002, el FSC había certificado casi 30 millones de hectáreas de bosque en 56 países; de este total, 10 millones de hectáreas están en Suecia, 4 millones en Polonia y 3,5 millones en Estados Unidos. Entre los países en desarrollo, Brasil, México y Bolivia agruparon cerca de 2,5 millones de hectáreas certificadas por el FSC, mientras que Malasia e Indonesia juntas sumaron solamente 200.000 (FSC 2001).

Existe un interés por la certificación en Indonesia, pero no a través del FSC. Los grandes productores están luchando por obtener la certificación y así acceder a los mercados europeos. El Instituto de Ecoetiquetado de Indonesia (Lembaga Ekolabel Indonesia [LEI]) ha desarrollado su propio programa de certificación, que cumplirá con los estándares de la Organización Internacional de la Madera Tropical (OIMT, la cual facilita la discusión, consulta y cooperación internacional en temas relacionados con el comercio internacional y la utilización de madera tropical y el manejo sostenible de los recursos de los bosques [ITTO 2002]) y será monitoreado por un cuerpo independien-

te. En septiembre del 2000 se firmó un protocolo entre el LEI y el FSC para certificar conjuntamente los productos forestales bajo ambos programas. Sin embargo, menos del 10% de la cosecha anual de Indonesia proviene de plantaciones; la mayoría de la madera indonesia proviene de bosques naturales. Incluso si los productores indoneses obtienen la certificación, el monitoreo será un problema serio (para garantizar que la madera sin certificar no se sustituye por madera certificada). Por el momento, el LEI está ocupado con los grandes propietarios de bosques, mientras ignora las operaciones más pequeñas (que serían las primeras en responder a incentivos de precios más altos por el manejo sostenible).

## Compensaciones de carbono y otras formas de pago internacional

Las compensaciones de carbono, un nuevo tipo de instrumento de política forestal, son en esencia subsidios internacionales o incentivos financieros para ayudar a mitigar el cambio climático a través del almacenamiento de carbono en reservorios naturales (suelos y bosques). La deforestación es una fuente secundaria importante de gases climáticos (sobre todo dióxido de carbono). La reforestación, aforestación e incluso el crecimiento incrementado mediante la fertilización son posibles “sumideros de carbono” (es decir, medios físicos para reducir el contenido de carbono de la atmósfera). En principio, la “deforestación evitada” también puede ser un sumidero, pero es particularmente difícil de verificar. El abordaje ideal de la política forestal ambiental comienza por analizar un problema forestal particular desde todos sus ángulos —externalidades globales y locales, aspectos de derechos de propiedad, fallas de mercado y problemas de monitoreo— para luego formular las políticas. Un fondo de carbono o compensación de carbono puede ser un instrumento constructivo, pero no necesariamente toma en cuenta otros aspectos (como la conservación de la biodiversidad). La formulación global de políticas dirigida al cambio climático es tan compleja que no puede incorporar fácilmente beneficios ancilares como la biodiversidad o la calidad del agua (ver Capítulo 24).

La necesidad percibida de alguna forma de acción temprana ha conducido al desarrollo de varios fondos para el pago por carbono por el Fondo de Carbono, el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF, por sus siglas en inglés) y hasta empresas y países individuales. Los países en desarrollo pueden solicitar fondos ubicando y designando un área apropiada que calce en el marco establecido por las organizaciones promotoras. Aunque dista de ser ideal, este instrumento todavía puede abrir oportunidades interesantes en algunos casos.

Los bosques reales brindan una multitud de beneficios ecosistémicos, algunos de los cuales son locales o regionales (p. ej., protección contra los deslizamientos, la erosión, y protección de acuíferos y clima locales). Las áreas forestales expandidas, sobre todo a través de la reforestación, podrían incrementar estos beneficios. Otros beneficios globales (como la biodiversidad o la retención de carbono) podrían motivar al menos un pago parcial por parte de organizaciones como el GEF (ver Capítulo 17). El Mecanismo de Desarrollo Limpio del Protocolo de Kyoto y los canjes de deuda por naturaleza son instrumentos similares.

### Recuadro 30-1. La silvicultura y los pobres: derechos de usuario y aforestación

La relación entre pobreza y deforestación —y el papel del género— son temas muy debatidos y complejos. Hoy en día, la idea de que los pobres (en su búsqueda de tierras) son una causa principal de la deforestación es ampliamente cuestionada. Las poblaciones sin tierra muy pobres dependen desproporcionadamente de los recursos de libre acceso o propiedad común. Son quienes más sufren cuando la leña, plantas medicinales, caza, nueces, frutos y otros bienes escasean. Las mujeres y los niños se ven particularmente afectados porque a menudo les corresponde la recolección de agua y leña.

En reconocimiento de lo anterior, los formuladores de políticas han comenzado a involucrar las comunidades locales en los programas forestales. En 1978, el gobierno nepalés aprobó una legislación que permite entregar los terrenos públicos de las colinas a las organizaciones comunales locales, las *panchayat*. Al principio fueron muy burocráticos pero al final descentralizaron toda la toma de decisiones hacia los grupos de usuarios. En junio de 1997, 6000 grupos de usuarios informales y autónomos manejaron 450.000 hectáreas (Shrestha 1996). En un país que ha enfrentado una deforestación drástica, estos grupos parecen estar mejorando la condición de los bosques.

La mayor ganancia en almacenamiento de carbono y biodiversidad vendría de proteger los bosques marginales maduros que serían explotados sin el pago compensatorio. Los pagos para proteger el bosque en su totalidad son innecesarios porque el volumen en riesgo reside sobre todo en los bosques en el margen. Las compensaciones de carbono podrían utilizarse en combinación con otros instrumentos. Sin embargo, resulta inevitable que surjan varias preguntas relacionadas con la adicionalidad<sup>3</sup>. Los países en desarrollo se preguntan si el dinero recibido es realmente adicional o si solo reemplaza otra “ayuda” que habrían recibido de cualquier modo; los países donantes se preguntan si los bosques “rescatados” simplemente reemplazan otros bosques que sí son talados o si se habrían dejado en pie de todos modos. Ambas partes se preguntan cómo saber si la otra se está comprometiendo a algo adicional a lo que habría hecho de cualquier manera. Esta es la razón por la cual, en el momento de redactar este libro, la deforestación evitada de los bosques maduros no es una opción elegible para el Mecanismo de Desarrollo Limpio, mientras que la aforestación y la reforestación sí lo son.

### Clarificación de los derechos de propiedad

En la mayoría de los países, el estado es el mayor propietario de bosques y en algún punto de su historia se declaró propietario de todos los recursos sin reclamar. Gran parte de los bosques nacionales era originalmente tierra “que sobró” después de establecer las propiedades privadas. En grandes extensiones de bosque, el gobierno suele otorgar concesiones forestales; otras áreas de los bosques públicos están degradadas o son inaccesibles, de modo que su manejo es caro en relación con los valores de producción en

juego y parece ser ineficiente. El estado puede ser un gestor forestal ineficiente por otras razones; las dos críticas más comunes son que no logra incorporar las demandas locales sobre el bosque y no es un buen recaudador. Además, a veces los empleados gubernamentales se dedican a buscar su propio provecho.

El estado es en efecto un terrateniente ausente.

Muchos de sus problemas se relacionan con la enorme extensión de sus propiedades (ver Capítulo 5). No tiene el mismo conocimiento y control de la tierra que tendría un gestor local, incluso si mantiene un representante en el área, y a menudo maneja el bosque para extraer madera independientemente de las preferencias locales de uso de la tierra para una multitud de bienes y servicios. En consecuencia, los usuarios locales ingresan ilegalmente al bosque para extraer lo que puedan, tratando el bosque como un recurso de acceso libre, incluso si hay algún grado de protección gubernamental de sus derechos de propiedad.

Si los bosques ya están degradados y la agencia gubernamental se ha frustrado de sus propios intentos de manejo, parte o todos los derechos de propiedad se pueden compartir con los usuarios locales. Los ejemplos incluyen Panchayat Forestry en Nepal (Recuadro 30-1), Joint Forest Management (Manejo Forestal Conjunto) en India, y el manejo forestal comunitario en Filipinas y muchos países en desarrollo. El efecto de la transferencia de derechos es reducir el costo de proteger los derechos de uso de la tierra y así aumentar la cobertura forestal, porque la gestión local suele ser menos costosa. Los ejemplos exitosos parecen raros pero algunos ejemplos de la India ilustran las condiciones para el manejo conjunto comunidad-gobierno (Kant 1996).

Si la propiedad estatal es ineficiente y se duda de trabajar con grandes empresas privadas, la propiedad privada de pequeña escala puede resultar atractiva. Muchos consideran hipotético este patrón de propiedad, pero es común en Europa, en particular en Escandinavia, donde una porción significativa de los bosques pertenece a y es manejada por pequeños propietarios privados. Cuando no existe este tipo de propietario, el manejo de recurso de propiedad común (RPC) puede ser la solución más adecuada, en particular en tierras con una productividad baja y muy variable (Ostrom 1990). El control comunitario, aunado a instrumentos adecuados como las tarifas de usuario (impuestos a la madera), puede fomentar la recuperación sostenible de áreas degradadas de libre acceso en la región del Sahel (Chomitz y Griffiths 2001). El Banco Mundial ha abandonado su política anterior en pro de la privatización (expresada en su documento sobre reforma agraria de 1971 [Deininger y Binswanger 1999]) y ahora favorece los sistemas de tenencia comunal. El Banco reconoce que la tenencia comunal puede ser más costo-eficiente que los títulos formales y que, en presencia de mercados de crédito imperfectos, los programas de titulación favorecen a los más ricos, conducen a la concentración de la tierra y a veces causan inequidad e ineficiencia.

## Lectura adicional

Barbier y Burgess 1997  
 Burgess y Barbier 1999  
 Hyde y Amacher 2000  
 Mekonnen 1998  
 Mendelsohn 1994

## Notas

1. En este caso, los impuestos no serían neutrales. No obstante, en Suecia, las autoridades fiscales permiten a los propietarios de bosques cuentas especiales para balancear su flujo de ingresos. Los impuestos *ad valorem* sobre la tierra y los rodales en pie pueden discriminar en contra de la silvicultura porque gravan tanto el *stock* como el crecimiento cada año hasta la cosecha, lo cual genera un incentivo a la cosecha temprana que es indeseable. Un problema separado es que los pequeños propietarios de bosques (en particular los forestales de medio tiempo) pueden no reaccionar a los impuestos por carecer de información.

2. Para maximizar la renta, sería mejor llevar a cabo una subasta. Algunas transacciones forestales entre terratenientes privados y aserraderos pueden conducirse de este modo (Hyde y Sedjo 1992).

3. Por ejemplo, ¿por qué gastar el dinero recibido en empresas comerciales si estas son rentables? Si no son rentables, la eficiencia será mayor y las distorsiones probablemente menores si el dinero se usa para comprar “servicios de conservación” directamente en lugar de promover empresas comerciales complementarias pero no rentables. Hay numerosas complicaciones relacionadas con la información asimétrica, el monitoreo y la política económica involucrados (Simpson y Sedjo 1996).



# *Ecosistemas*

**L**OS RECURSOS NATURALES COMO los bosques y las pesquerías son complejos, pero los ecosistemas son más complicados aún de lo que sugieren los modelos discutidos en capítulos anteriores de la Parte VI. Los ecosistemas manejados llamados “agricultura”, “acuicultura” y “silvicultura” son simplificados a propósito por facilidad de manejo y disfrute humano. Los ecosistemas naturales de los cuales dependen los sistemas manejados son mucho más complicados; de ellos derivan muchas funciones vitales y, por eso, el futuro de la humanidad depende de su preservación (ver Capítulo 4). En el Capítulo 29 se mencionó esta dependencia en el contexto de la restauración de humedales.

Existen numerosas anécdotas, como la siguiente, que ilustran nuestra incapacidad de prever las complicaciones en varios casos:

Ernst Mayr cuenta de un bote a vapor encallado cerca de la isla Lord Howe, al este de Australia, en 1918. Sus ratas nadaron hasta la costa. En dos años habían causado tal exterminio de los pájaros nativos que uno de sus residentes escribió: “Este paraíso de pájaros se ha vuelto desierto, y el silencio de la muerte reina sobre lo que antes fue melodía”. En Tristán da Cuna, casi todos los pájaros terrestres que habían evolucionado durante milenios fueron exterminados por cerdos y ratas. La fauna nativa de Tahití está perdiendo terreno frente a las hordas de especies introducidas por los seres humanos. Las islas de Hawaii, que han perdido sus plantas y animales nativos más rápido que cualquier otro lugar del mundo, son un ejemplo clásico de los resultados de interferir con los balances naturales (Carson 1950, 78).

En general, la introducción de especies exóticas —un elemento importante de la agricultura— conlleva muchos riesgos de este tipo. Consideremos el jacinto acuático (introducido como planta ornamental) y la perca del Nilo, que juntos han transformado por completo la ecología y reducido la biodiversidad del Lago Victoria. La perca ha competido o depredado a muchas de las especies nativas, incluyendo multitud de cíclidos endémicos,

y el jacinto se ha extendido de manera invasora (ver Capítulo 29). Con las comunicaciones y tecnología modernas, como la ingeniería genética, el riesgo de diseminar especies foráneas y perturbaciones en los ecosistemas puede incrementar drásticamente.

Una de las características inherentes esenciales de muchos ecosistemas, en particular los más sensibles, es su variabilidad, la cual presenta una interacción compleja con la variabilidad social. Por un lado, las personas se adaptan, de modo que su cultura y organización social reflejan las condiciones naturales subyacentes. Por el otro, los seres humanos ejercen una influencia considerable sobre los paisajes, a veces mejorando su productividad y belleza y otras veces degradándolas<sup>1</sup>.

En este capítulo, ilustro ideas presentadas en este libro con ejemplos de manejo de ecosistemas. Aunque en esta área abundan los ejemplos negativos y las señales de alarma, he decidido concentrarme en ejemplos positivos, que espero sean fuente de inspiración, del manejo cuidadoso y quizás sostenible de los recursos naturales. Hay varios instrumentos especialmente apropiados para la protección de los ecosistemas: zonificación; creación, mantenimiento y gestión de parques; y manejo de recursos de propiedad común (RPC), en particular en las áreas silvestres (p. ej., el Programa de Manejo de Áreas Comunes para los Recursos Nativos, conocido como CAMPFIRE, en Zimbabwe) y la protección de zonas costeras (p. ej., los arrecifes de coral de Tanzania y México).

## Manejo de la fauna silvestre como recurso de propiedad común en Zimbabwe<sup>2</sup>

### *CAMPFIRE*

El programa CAMPFIRE ilustra bien la importancia de contar con derechos de propiedad adecuados y del empoderamiento de las comunidades locales para resolver conflictos entre agricultura y naturaleza. El programa comenzó en 1989 y ha sido conducido con fondos de donaciones, pero también está generando sus propios fondos —en particular de la caza mayor— y se espera que logre una existencia independiente y sostenible. El proyecto muestra la grave crisis que ha resultado de políticas que están creando enormes tensiones políticas y la caída en las inversiones debida a la falta de confianza en el régimen actual. En estas circunstancias, hasta un proyecto bien diseñado como CAMPFIRE, que depende mayormente de cazadores extranjeros, sufre las consecuencias.

En Zimbabwe, al igual que en muchas otras áreas, el colonialismo dejó un legado destructivo. Toda la vida silvestre de Rhodesia fue declarada propiedad de la corona británica, y se prohibió la cacería local. Se llegó incluso a mudar a los habitantes locales para que no interrumpieran la cacería de los caballeros. Los habitantes locales consideraban la vida silvestre como un símbolo de la opresión y a los cazadores furtivos como “héroes”, sobre todo si libraban a la comunidad de animales peligrosos o en competencia por forraje con el ganado<sup>3</sup>.

En 1975, el Departamento de Vida Silvestre implementó la Ley de Parques y Vida Silvestre, que otorgó a los propietarios de tierras la “autoridad apropiada”. El propósito de esta legislación fue permitir, y de hecho promover, el manejo de la vida silvestre por par-

te de los propietarios, incluyendo el uso comercial. Los conservacionistas estrictos (que deseaban prohibir toda explotación comercial de los animales silvestres) reaccionaron con escepticismo, pero pronto descubrieron que los finqueros comerciales comenzaron a proteger los elefantes y otros animales en lugar de matarlos. Varios estudios han mostrado que en algunas zonas secas la ganadería de vida silvestre es mucho más rentable que la ganadería tradicional (p. ej., Cansen et ál. 1992, Bond 1993, Skonhoft 1998). Las razones son sobre todo ecológicas: la vegetación local —arbuscos— no es un buen forraje para el ganado, que cae presa de depredadores y parásitos. Estos problemas conducen a costos mayores para los finqueros y un crecimiento menor al óptimo para el ganado. Los animales silvestres están mejor adaptados a la ecología local, con la cual han coevolucionado: sus patrones de forrajeo, resistencia a las enfermedades y muchas otras características les garantizan una mayor supervivencia. Tal vez den menos carne, pero si esta alcanza un precio más alto y si se puede obtener dinero de trofeos, pieles, caza y turismo, entonces la rentabilidad total puede ser mayor.

De 1978 a 1986 se implementó el programa *Windfall*, que tenía un vínculo tenue entre vida silvestre y remuneración y beneficiaba principalmente a las grandes fincas. En su fase siguiente, a partir de 1989, CAMPFIRE extendió la devolución de la autoridad pertinente a las comunidades locales a lo largo de la mayoría del país. Este fue un paso significativo, porque los granjeros de pequeña escala que habitan viviendas sencillas cargan con gran parte de los riesgos y los costos de convivir con animales silvestres, por lo cual son quienes presentan la mayor resistencia. Incluso en los 80, la caza ilegal seguía siendo común, y cada año los rancheros herían, capturaban o mataban a una docena de cazadores furtivos.

Para que los animales silvestres puedan sobrevivir, requieren no solo de protección de la caza ilegal sino también de políticas más activas que les aseguren un ambiente adecuado. Estas políticas afectan la construcción de caminos y la erección de vallas, el uso de plaguicidas y muchos otros aspectos de la agricultura y la planificación de infraestructura. Además, las infraestructuras antropogénicas tienen que construirse de distintos modos para adaptarse a la presión inevitable que representan algunos tipos de animales silvestres. Para que esto suceda, las comunidades locales deben participar de los beneficios y empoderarse para tomar decisiones.

Para fomentar la coexistencia de la agricultura y la vida silvestre, CAMPFIRE ha establecido organizaciones en distintos niveles. Estas organizaciones reflejan y son paralelas a la organización administrativa, y existen en los niveles local, regional y nacional. La aldea es la unidad decisora más pequeña, que suele consistir de 100 a 200 hogares, aunque los subdistritos de CAMPFIRE (1000 hogares o hasta 10 aldeas) han sido más activos. En promedio, 25 subdistritos componen un distrito, y el consejo distrital consiste de todos los jefes tradicionales de distritos del área, así como un representante electo de cada subdistrito. El Consejo Distrital Rural (CDR) decide cuánto dinero otorgarle a los subdistritos o aldeas. Por lo general, el CDR retiene el 20% y transfiere el 80%. Del dinero retenido por el CDR, el 15% se destina a la gestión de CAMPFIRE en el distrito y 5% a la administración general y desarrollo del consejo. La asignación de los ingresos entre subdistritos al principio y luego entre aldeas es un aspecto administrativo clave, y a veces hay conflictos en torno a los principios de distribución entre subdistritos, entre aldeas y entre los representantes electos y los jefes tradicionales.

Las ONG cumplen un papel de asesoría. CAMPFIRE presenta características de una institución de RPC, una ONG y una organización gubernamental. Recordemos los siete principios de Ostrom para el manejo exitoso de los RPC (Ostrom 1990; ver también Capítulo 10): la Regla 3 recomienda la toma de decisiones democrática y participativa, mientras que la Regla 7 requiere respeto por las instituciones de RPC por parte de los altos niveles gubernamentales, y la Regla 4 requiere el monitoreo local. CAMPFIRE cumple solo parcialmente con esos requisitos, y un desarrollo adicional requeriría una mayor devolución de la autoridad apropiada. La Regla 2 se refiere a la importancia de adaptar las normas de provisión y apropiación a las condiciones ecológicas y socioculturales locales. Resulta difícil crear una comunidad funcional cuando las fronteras se imponen de manera arbitraria. Los distritos de CAMPFIRE están modelados a partir de los límites administrativos dentro del país, los cuales a menudo se han establecido sin tomar en cuenta la ecología, concentración de la vida silvestre o estructuras socioculturales.

Una alternativa que está siendo considerada en Namibia (donde hay planes para un manejo similar de la naturaleza) consiste en permitir que las comunidades locales se definan a sí mismas como distritos. Este enfoque también podría ocasionar dificultades, pero tendría la ventaja de crear legitimidad y propiedad local.

### ***Participación popular en Chikwarakwara***

Un proyecto como CAMPFIRE requiere de “casos exitosos”, en parte como herramienta pedagógica. A continuación se describe uno de esos casos, relacionado con el desarrollo de instituciones apropiadas.

Una comunidad en Chikwarakwara, una aldea de Zimbabwe cerca del Parque Nacional Kruger en Sudáfrica, ha manejado la toma de decisiones democrática —incluyendo la distribución de los beneficios, decisiones relacionadas con los animales silvestres, y los bienes públicos— en un contexto de analfabetismo (Child et ál. 1997). En 1989, el distrito al que pertenece Chikwarakwara vendió permisos para cazar elefantes, búfalos y otros animales, y decidió que las ganancias beneficiarían a las comunidades donde se mataran los animales. Como en Chikwarakwara abundan los animales salvajes, varios de ellos fueron cazados allí, y la aldea obtuvo una gran cantidad de dinero (60.000 dólares de Zimbabwe [Z\$]). Toda la comunidad se reunió durante cuatro días bajo un árbol de baobab, y el dinero se amontonó en grandes pilas de billetes. Se registraron las fuentes precisas del dinero como una manera de enfatizar el valor de varios animales silvestres. El siguiente paso fue establecer una lista de miembros de la aldea. Luego, tuvo lugar una discusión larga y abierta acerca del destino del dinero: distribuirlo entre los habitantes o financiar proyectos para el bien común. La decisión casi unánime fue entregar la mitad del dinero a los 149 hogares, que recibirían Z\$ 200 cada uno en efectivo, y el equivalente de Z\$ 200 por hogar financiaría un molino y la escuela.

Para legitimar las decisiones y recalcar su carácter participativo, se llevó a cabo un ritual final de pago. Cada hogar pasó al frente, recibió su cuota total en billetes (Z\$ 400) y luego pagó por los bienes públicos acordados depositando su contribución de Z\$ 200 en dos recipientes. Este proceso singularmente transparente fue diseñado para involucrar a cada miembro de la comunidad y evitar la corrupción y la tentación (así como la

oportunidad) del parasitismo, además de la vacilación en la toma de decisiones y otras ineficiencias que acompañan incluso la sospecha de corrupción. El molino se construyó en tres meses y resultó ser un catalizador para la aldea. Está tan bien manejado que deja ganancias (lo cual es inusual en los molinos manejados por consejos). La aldea ha comenzado a fortalecer su planificación comunal en otras áreas, revisando su provisión de agua, buscando financiamiento para un fondo rotativo para la compra de bombas, limitando las cabezas de ganado y empleando a uno de los aldeanos como guardaparque para proteger los animales silvestres.

### *Mirando hacia el futuro*

El caso de Chikwarakwara es quizás un ideal pocas veces alcanzable y puede que sea una excepción a la regla. CAMPFIRE sigue siendo una actividad en ciernes que depende en parte de donaciones, y todavía debe probar sus sostenibilidad en el largo plazo. Sin embargo, parece ser prometedora y ya ha logrado algunos resultados impresionantes en un ambiente sociopolítico muy difícil. Antes de CAMPFIRE, cada año los cazadores mataban unos 50 toros en safaris, y los locales unos 200-300 por ser “animales problemáticos”. Hoy, los granjeros y comunidades piensan dos veces antes de clasificar a los animales de este modo porque pueden ganar mucho dinero de las tarifas de cacería: en la segunda mitad de los 90, el número de animales problemáticos sacrificados cayó a 30 por año, mientras que el número de toros cazados en safaris aumentó a 90, a US\$ 10.000 por toro. De 1989 a 1995, el ingreso de CAMPFIRE aumentó de US\$ 30.000 a US\$ 1,5 millones al año solamente en los 12 distritos donde tuvo origen el programa, que ahora se ha extendido a otros distritos de Zimbabwe. Además de los beneficios financieros y ecológicos, el programa está ofreciendo a las comunidades una valiosa experiencia en mercadeo, turismo y negociación con operadores de tours. Las comunidades han ido recibiendo ganancias mayores a medida que aumentan sus capacidades de negociación.

Aunque CAMPFIRE es un programa prometedor, enfrenta varias amenazas: los conservacionistas desean salvar los elefantes prohibiendo toda la caza y deteniendo el tráfico internacional en trofeos, pieles y marfil. Desde 1999, se han presentado problemas políticos relacionado con la distribución de la tierra y las elecciones que han ahuyentado a cazadores, turistas y otros inversionistas, presentando una nueva amenaza no solamente a CAMPFIRE sino a la economía de Zimbabwe como un todo. CAMPFIRE sigue demostrando que la mejor manera de proteger la vida silvestre parece ser adjudicar derechos de propiedad adecuados a las comunidades locales, lo cual puede incluir más cacería y comercio, para que los animales sean valiosos para quienes conviven con ellos.

## **Protección de los ecosistemas marinos<sup>4</sup>**

La gente suele pensar que la conservación de la naturaleza es una tarea de los gobiernos nacionales, y que los parques son lugares donde caminamos o conducimos. En esta sección, discuto algunos parques marinos —dos privados y uno manejado como RPC— en

un intento por ilustrar que hay muchas formas apropiadas de manejo, dependiendo de las circunstancias.

Los primeros ejemplos de áreas protegidas fueron de iniciativa privada, creados para la recreación de unos pocos<sup>5</sup>. El resultado final fue que algunas áreas importantes se preservaron para la posteridad; sin embargo, este tipo de conservación ha generado una animosidad considerable que amenaza su sostenibilidad, porque se basa en la exclusión de los pobres. Para manejar las múltiples fallas de mercado de la “provisión” de ecosistemas se requiere de políticas públicas; sin embargo, no es necesario que el sector público gestione dicha provisión. De hecho, el estado puede ser un gestor natural (p. ej., las 200 millas de exclusión de los estados costeros, así como la Antártica, parecen estar bien protegidos por varios estados-nación). No obstante, las autoridades públicas pueden ser gerentes torpes, razón por la cual se están privatizando hasta las empresas públicas tradicionales, como los ferrocarriles y las telecomunicaciones. Muchos parques públicos están mal manejados (Braatz 1992), y no se debería excluir el manejo privado o por cooperativas. Muchos países en desarrollo, como Sudáfrica, Namibia, Botswana, Costa Rica y Kenia, poseen áreas protegidas privadas, que en algunas regiones son más grandes que los parques públicos (Watkins et ál. 1996; ver también Langholz et ál. 2000).

Muchas zonas costeras tropicales contienen una biodiversidad impresionante y desempeñan funciones ecosistémicas vitales, como proveer alimentos y protección contra la erosión para regiones densamente pobladas. Los adelantos biomédicos han creado una mayor conciencia del potencial de compuestos biológicos potentes provenientes de estos ecosistemas. A pesar de ello, las áreas marinas protegidas son un concepto nuevo y quizás controversial. La ausencia tradicional de derechos de propiedad bien definidos, así como las dificultades técnicas de implementar estos derechos (por la naturaleza no territorial o migratoria de muchos recursos acuáticos) dificultan la delimitación de un parque. Los aspectos de manejo como la exclusión, el cumplimiento y el monitoreo presentan dificultades especiales, inexistentes en los parques terrestres. Los pasajes de avión baratos y los ingresos elevados de los países industrializados están dando lugar a una industria turística cada vez más sofisticada; el desarrollo de equipo de buceo más seguro y barato y de equipo de fotografía submarina está generando un interés creciente en arrecifes saludables e intactos (Davis y Tisdell 1996). El concepto de ecoturismo marino es crear un turismo económicamente viable que provea empleo e ingresos a las comunidades locales mientras protege los recursos naturales de los cuales estas dependen en el largo plazo.

### ***Mafia y Zanzíbar***

La experiencia de las áreas marinas protegidas en las costas de Tanzania no es muy alentadora. En 1975, se declararon ocho reservas marinas bajo la Ley de Pesca. La mayoría de ellas han sido “parques” solamente en el papel, y su condición se ha deteriorado tanto que ya no vale la pena protegerlas. Una de ellas, la isla Maziwi, desapareció por la erosión causada por el daño a los arrecifes (Fay 1992).

Mafia, el parque con la mayor participación local de RPC, ha sido el más exitoso, tal vez porque no está expuesto a una explotación intensiva (es el más alejado de la costa). Sus ecosistemas marinos excepcionalmente prístinos han llamado la atención de

las comunidades científicas, de donantes y conservacionistas, llevando a la protección formal de Mafia en la Ley de Parques y Reservas Marinas de 1994, todo un logro. La representación adecuada de todas las partes interesadas —incluyendo diversos grupos de pescadores y cooperativas— parece ser clave para el éxito potencial de Mafia, pero el progreso ha sido lento, el enfoque cooperativo tiene sus limitaciones (especialmente en áreas poco pobladas) y queda mucho por hacer (Andersson y Ngazi 1995).

Junto a la isla principal de Zanzíbar hay dos islas pequeñas de especial interés: Mnemba y Chumbe. Mnemba alberga un hotel exclusivo sumamente lujoso (Bill Gates se ha alojado allí) en su costa norte. La isla se protege contra los intrusos, lo cual implica que los nativos ya no disponen de actividades generadoras de ingreso como recolectar conchas, pulpos y pepinos de mar. Los propietarios tienen el cuidado de proteger el medio ambiente para sus clientes ricos, pero no hay evidencia de que hayan utilizado conceptos ecológicos avanzados.

La isla Chumbe se convirtió en área protegida por el gobierno de Zanzíbar en 1992, y es el resultado de la ambición y perseverancia de una persona. El proyecto tiene una concesión que data de hace 33 años sobre 2,5 hectáreas de tierra y un contrato de 10 años para el manejo del santuario de arrecifes de Chumbe. El sitio se consideró especialmente apropiado para este propósito: el ambiente marino poseía ecosistemas intactos de islas de coral en un área sobreexplotada, la isla no estaba habitada, y en las aguas que la rodean no había muchos pescadores, quienes de otro modo podrían haberse sentido expulsados. Así, el riesgo de conflictos potenciales era mínimo y el tamaño pequeño de la isla era ideal para un parque marino de manejo privado. El diseño del proyecto y el plan de manejo reflejan una gran preocupación y conciencia ambiental, y como la empresa es financiada con fondos privados, debe ser viable en el largo plazo.

El fin último del proyecto es la conservación del arrecife y la isla, así como cultivar un entendimiento de la importancia ecológica de los arrecifes. Una parte importante del plan de manejo es el establecimiento de un programa de educación ambiental para los habitantes locales. Se han empleado y entrenado cinco ex pescadores como guardaparques y los alumnos de la escuela visitan el parque con regularidad como parte del esfuerzo por aumentar la comprensión del proyecto. Aunque el *ecoturismo* se define como una actividad que puede sostener y financiar los demás objetivos y hacer que el proyecto sea viable e independiente en el largo plazo, este resultado es dudoso porque los costos aumentan dada la gran ambición ambiental del proyecto. Por la misma razón, solo se permitirán números limitados de turistas, lo cual restringe la capacidad de obtener ganancias.

La isla mide 16 hectáreas, y su capacidad de carga para el (eco)turismo es limitada. Chumbe carecía de agua potable o electricidad, y como los arrecifes de coral son muy sensibles a los nutrientes, los aspectos sanitarios y de desechos eran centrales a la planificación del proyecto. La solución a estos retos ha sido la utilización de tecnología ecológica sofisticada, considerada de punta en otros países pero definitivamente avanzada para Tanzania. Cada una de las siete cabinas (que albergan un total de 14 personas) está equipada con un interior que hace compost y el agua de lluvia se recolecta y almacena para usarla en las duchas. Cada cabina utiliza la energía solar para calentar agua y celdas fotovoltaicas para recargar las baterías durante la noche. Las aguas grises se filtran en camas de arena y se usan para regar los jardines.

Muchos otros detalles de la infraestructura de la isla (p. ej., senderos, edificios del proyecto) reflejan el mismo cuidado ecológico. Este esfuerzo es apreciado por algunas personas pero también, quizás irónicamente, ha dado lugar a varios problemas. La tecnología es costosa y su estilo no es fácilmente reconocido por las autoridades, quienes perciben la tecnología como más excéntrica que útil. El proyecto ha tenido dificultades para ser reconocido oficialmente como hotel (de lujo) porque carece de los atributos normalmente asociados con este tipo de alojamiento (bares, piscinas, discoteca y hasta un edificio de cemento de varios pisos). La incertidumbre y resistencia por parte de las autoridades causan atrasos y costos adicionales para el proyecto. De hecho, una opción que habría sido atractiva para el proyecto era dejar la isla como estaba y hacer solamente excursiones de un día. Sin embargo, esta opción no fue posible porque un requisito de la concesión era la construcción de facilidades hoteleras o algún otro desarrollo similar.

Recuperar los altos costos de este ambicioso proyecto con solamente un número limitado de camas habría elevado demasiado los precios. Este nivel de precios requiere de un mercadeo sofisticado y puede conllevar algunas restricciones como, por ejemplo, si los turistas aceptarán la presencia de niños de escuela y excursionistas que vienen a pasar el día. Estos aspectos ilustran la dificultad y el potencial conflicto de intereses entre conciencia ambiental, interacción con la comunidad local y los intereses de los clientes preparados para pagar precios muy altos y demandar una atención exclusiva.

La experiencia de Chumbe muestra que, en algunos casos, la protección privada puede ser una manera viable y deseable de proteger un ecosistema marino. Un aspecto importante son las características del lugar; Chumbe tiene un tamaño manejable para un empresario privado, pero sería demasiado pequeña para una agencia pública. Otro rasgo ideal de la isla es que había sido muy poco utilizada por los locales. Además, las características ecológicas de un lugar determinan el éxito de la protección para la generación de servicios ecosistémicos. Chumbe parece tener el potencial de ser un refugio ecológico importante y un área de reclutamiento de varias especies de corales y peces para volver a poblar los arrecifes cercanos a Zanzíbar (comparar con el papel de los santuarios marinos en los modelos de metapoblación discutidos en el Capítulo 4).

Un área protegida que produce beneficios externos o bienes públicos puede necesitar algún tipo de compensación; no necesariamente financiera, puede bastar con procesos simplificados para la obtención de licencias. Un operador pequeño tiene una capacidad limitada para tramitar asuntos burocráticos. Los proyectos de desarrollo son más exitosos cuando se les permite una operación segura y sin fricciones (Lewis 1988). Sin la infraestructura legal adecuada, seguridad en la tenencia y buenas relaciones gubernamentales, los costos de transacción pueden volverse prohibitivos. En los países antiguamente socialistas, como Tanzania, perviven algunas actitudes "anti empresa privada". El prerrequisito institucional más importante de la protección privada es la seguridad en la tenencia. Sin ella, la empresa privada tiende a plantearse objetivos de corto plazo a costa de la sostenibilidad en el largo plazo.

No hay una sola estructura de manejo "superior" para los parques nacionales marinos, por lo que se deben probar y evaluar muchos modelos. Tal vez la protección privada no deba ser el único o incluso el principal método de protección. Conviene involucrar actores importantes y los esquemas de RPC podrían ser preferibles. Sin embargo, las



distintas partes pueden aprender unas de otras y colaborar para mejorar la eficiencia del manejo y desarrollar técnicas de ingeniería ecológica y extracción de recursos.

En los casos de Tanzania, la isla de Mnemba es rentable con ambiciones ecológicas bastante limitadas; Chumbe goza de credibilidad ecológica pero no es muy viable desde el punto de vista comercial; Mafia, que representa un conjunto mucho más grande y complejo de islas, incluye la participación de varios actores pero también presenta numerosos problemas de viabilidad y sostenibilidad. Al inicio, algunos de estos proyectos tendrán mejores tecnologías y otros serán más eficaces en la resolución de conflictos sociales. Unos serán más ecológicos y otros más rentables, y la heterogeneidad y la colaboración pueden arrojar enormes beneficios en esta área.

### ***Punta Nizuc, un “arrecife sacrificado” en Cancún, México<sup>6</sup>***

Cancún se encuentra cerca de la punta norte de la Península de Yucatán. Sus playas atraen alrededor de 2,5 millones de visitantes por año; es la ciudad de crecimiento más rápido de México y uno de los destinos turísticos más populares del Caribe. Con su combinación única de sitios arqueológicos, hermosas playas, buena comida, clima agradable y cercanía con Estados Unidos, Cancún ofrece la posibilidad de una expansión turística aun mayor. Sin embargo, el turismo se puede “autodestruir” a través de una forma de sobreexplotación en la cual las multitudes y el deterioro de los sitios generan un círculo vicioso de expectativas reducidas, precios más bajos de hoteles y tours, manejo deficiente y más degradación. Es por lo tanto crucial es términos no solo ecológicos sino también comerciales coordinar la industria turística de modo que se mantengan los recursos naturales.

Restringir el número de turistas suele ser la opción más difícil y menos popular, pero hay otras opciones que pueden minimizar el daño ecológico perpetrado por los turistas: la zonificación, información y educación, y las soluciones técnicas (como proveer boyas para amarrar los botes turísticos). Todas estas opciones requieren encontrar los fondos para financiar el personal y los servicios del parque, lo cual se logra mediante las tarifas de ingreso al parque.

Cancún es una empresa turística de gran escala con hoteles grandes a lo largo de sus playas. El área contiene una combinación diversa y única de arrecifes coralinos y vida marina como resultado de su ubicación: en el Canal de Yucatán, en el punto de unión del Mar Caribe con el Golfo de México. Forma parte de un sistema de arrecifes que se extiende hasta Belice y contiene una gran variedad de especies de peces. La zona de Cancún está rodeada por varias islas, islotes, arrecifes de coral y otros sitios de interés potencial para ecólogos y turistas:

- Isla Mujeres es una isla plenamente desarrollada, aunque con una industria turística de perfil bajo, con hoteles “familiares” que suelen atraer a mochileros europeos.
- La laguna Nichupté.
- Al sur de la laguna Nichupté se encuentra Punta Nizuc, justo afuera de los arrecifes de coral de fácil acceso en aguas poco profundas y protegidas.
- Arrecifes de coral como el Arrecife Islache y El Cabezo, difíciles de acceder y atractivos para buzos entrenados. También hay arrecifes más cerca de Isla Mujeres.

- Isla Contoy, la más lejana de las islas, está inhabitada y ha sido declarada parque nacional mediante una serie de leyes a partir de 1961. Se considera una de las pocas islas del Caribe mexicano cuyos ecosistemas están relativamente sin intervenir.

Además del parque en Isla Contoy, más recientemente se creó el Parque Marino Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún, y Punta Nizuc (PMN). Estos dos parques ilustran varios aspectos importantes sobre el manejo, que resumo en las categorías de zonificación, prevención de daño y financiamiento.

### ***Zonificación***

Una ciudad en crecimiento que recibe millones de visitantes al año no pasará desapercibida para la ecología local. Cancún puede y debe aspirar a tener playas limpias y minimizar la contaminación, pero es imposible mantener las áreas centrales en condiciones prístinas. Aunque el turista promedio no demanda condiciones verdaderamente impecables, el número de visitantes que quieren conocer los bosques de manglares y los arrecifes de coral va en aumento. En esta situación, que plantea el riesgo un tanto paradójico de destrucción de los recursos, la zonificación permite algunas políticas ventajosas. El parque Isla Contoy, por ejemplo, es utilizado principalmente por investigadores y visitantes interesados en observar los pájaros. Esta isla es la más alejada de los centros turísticos de Cancún y numerosas restricciones reducen automáticamente el número de turistas.

El esnórquel, buceo y los “tours selváticos” por los manglares son los principales usos del PMN (que también permite algo de pesca comercial de langosta). Incluso sin el PMN, hay un alto grado de especialización; la mayoría del buceo tiene lugar cerca de Isla Mujeres (solo una fracción de los números de Punta Nizuc) y Punta Cancún. Como Punta Nizuc recibe el mayor número de visitantes, ha surgido alguna preocupación acerca de su deterioro. Sin embargo, Punta Nizuc ofrece todas las características de un arrecife perfecto para principiante y turistas (poco profundo, sin olas, seguro e ideal para hacer esnórquel) y por lo tanto está destinado a ser sacrificado al turismo masivo con el fin de proteger otras áreas y mantenerlas en condiciones prístinas. Toda la playa está muy desarrollada y es casi imposible imaginarla intacta, pero sí puede mantenerse lo suficientemente atractiva como para generar un flujo significativo de beneficios económicos para la industria turística de Cancún.

### ***Manejo del daño y monitoreo***

La gran mayoría de visitantes del PMN llegan en botes que parten de la laguna y por tanto son relativamente fáciles de monitorear. Los tours utilizan embarcaciones a motor de dos plazas, con un guía privado por cada cinco botes, o barcos más grandes donde caben hasta 30 personas. Primero, los visitantes hacen un tour del manglar dentro de la laguna; luego, son llevados a través de un canal angosto que pasa debajo del puente Nizuc y sale hacia el parque marino Punta Nizuc, donde hacen un tour de esnórquel por los arrecifes de coral. Este canal angosto es el punto de acceso principal al área de esnórquel y facilita el monitoreo de los botes.

La administración del parque se interesa por controlar los daños ocasionados por los visitantes del parque marino y de Punta Nizuc en partiular. El temor es que el daño excesivo lleve al colapso ecológico y económico del parque. Las principales fuentes del daño son:

- el contacto físico entre visitantes y arrecife, incluyendo la extracción de pedazos de coral como *souvenir*;
- la colisión de botes con las formaciones coralinas;
- la contaminación por aceite y gasolina de los motores de los botes;
- la contaminación por los protectores solares de los bañistas;
- la pesca ilegal; y
- la descarga de aguas servidas a la laguna Nichupté, lo que aumenta los niveles de nutrientes del agua (la diversidad de especies marinas en Punta Nizuc ha disminuido, y los niveles de nutrientes provenientes de desechos orgánicos han aumentado).

Para limitar el daño físico al arrecife, se debe amarrar los botes pequeños en uno de los 10 puntos destinados para ello, que son verdaderamente cruciales para la supervivencia del coral. Es necesario darles mantenimiento y obligar al cumplimiento de la prohibición de utilizar anclas. Los botes grandes embarcan en una pequeña isla artificial que cumple la misma función protectora mientras ofrece otros servicios (restaurante y lugar para asolearse) a los turistas.

Bajo el Ministerio del Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, la gerencia del parque ha emprendido varias iniciativas para gestionar el uso del parque. Además de los puntos de amarrar, se requiere un mínimo de un guía por cada diez personas en el agua y cada guía debe tomar un breve curso de ecología y cuidado del arrecife. Todos los visitantes deben utilizar chalecos salvavidas, lo cual limita el contacto con el coral porque impide que se sumerjan. El parque también vende protectores solares biodegradables. Además, se requiere que todos los botes tengan una licencia del Instituto Nacional de Ecología. Sin embargo, el monitoreo es difícil y parece insuficiente: de un estimado de 1914 botes de dos plazas en el parque en 1997, solamente 638 contaban con permisos, aunque estos se obtienen de manera gratuita.

### ***Manejo y financiamiento del parque***

Una combinación de zonificación y pequeñas modificaciones tecnológicas ofrece la posibilidad de proteger los arrecifes intactos para la posteridad, investigación, funciones ecosistémicas y buceo ecoturístico avanzado a la vez que se mantiene el “arrecife sacrificado” en condición viable para satisfacer al turista promedio. Solo se requiere de gestión, y esta puede ser la parte más complicada.

La gerencia del PMN enfrenta desde hace tiempo una grave escasez de personal y recursos para manejar las actividades turísticas y monitorear las condiciones ecológicas. El gobierno federal financia un equipo central de cinco personas, y las restricciones presupuestarias le impiden otorgar más financiamiento. Un equipo adicional de una docena de empleados de medio tiempo es pagado por la Comisión para la Protección de los Corales, establecida en 1995. Al principio, la Comisión obtuvo todos sus ingresos de donaciones voluntarias. Los operarios de los botes han prometido una contribución de

150.000 pesos mexicanos al mes (US\$ 1 ≈ 8,8 pesos), pero se ha recolectado menos de la mitad. Así, el presupuesto del parque se basaba en ingresos muy inseguros que apenas cubrían los salarios del personal, sin fondos para equipo, combustible y costos de mantenimiento. Una evaluación llevada a cabo por John Dixon, del Banco Mundial, y sus colegas mexicanos del Parque Nacional Marino y el Ministerio en la Ciudad de México recomendó la implementación de una tarifa por el ingreso al parque.

La Comisión tiene la potestad legal de cobrar tarifas, aunque la constitución prohíbe cobrar más de 27 pesos (US\$ 3) por visitante. Sin embargo, incluso esta cuota modesta lograría un cambio drástico en la situación presupuestaria. Incluso una tarifa de US\$ 1 por visitante aumentaría los ingresos en más del 300% (bajo la suposición razonable de una recolección del 90% y de que la tarifa no afectará la demanda)<sup>7</sup>. La administración del parque ha sugerido cobrar la cuota a los operarios de las embarcaciones por cada visitante que llevan al parque; sin embargo, los operarios se han opuesto a la medida, a pesar de que aprecian los servicios que les brinda el parque. Su principal objeción es que no quieren revelar información acerca de su verdadero nivel de ingreso, que los llevaría a pagar más impuesto sobre la renta.

No hay problema por el lado de la demanda, en el sentido de que la cuota se le puede pasar a los turistas. La razón del aumento en la tarifa no sería reducir la demanda sino conseguir fondos para una agencia reguladora de un bien público o bienes de club. Los impuestos sobre la renta, sin embargo, son un tema más sensible, en particular desde el punto de vista político, porque ningún gobierno querría aceptarlo como un problema oficial. Una solución posible que ha sido discutida consiste en establecer una organización sin fines de lucro para el monitoreo y la recolección de las cuotas para evitar el “dilema del prisionero” o el riesgo de parasitismo por depender de contribuciones voluntarias, así como la revelación de las ganancias de los propietarios de los botes. Hacia fines de 1999, se estaba recolectando una cuota voluntaria (por la cual los turistas reciben brazaletes plásticos que dicen “Parque Marino Cancún” para facilitar el monitoreo de turistas y operarios) que recaudaba cerca de US\$ 30.000/mes, ¡el 600% del presupuesto federal de US\$ 50.000!

En principio, el destino específico de fondos no es deseable en la formulación de políticas. Se podría argumentar que las tarifas del parque deberían ingresar a la hacienda pública y el gobierno debería financiar los guardaparques necesarios. Los riesgos de las soluciones locales incluyen las suboptimalidades de varios tipos. Podemos mencionar, entre otras, que puede ser fácil financiar parques como el PMN, con muchos visitantes, pero difícil financiar reservas biológicas con menos turistas. Aun así, cualquier solución pragmática es mejor que ninguna. Si las tarifas se pueden fijar de modo que los ingresos del parque sean más o menos suficientes para pagar por un buen manejo, entonces una solución descentralizada que evite los costos de transacción de lidiar con las burocracias centralizadas puede ofrecer más ventajas que desventajas.

## Diseño de políticas para los ecosistemas

Los estudios de caso seleccionados en este capítulo abordan la preservación en una forma u otra. Obviamente, no todos los ecosistemas se pueden preservar; algunas áreas

se desarrollarán para la explotación comercial de los recursos. Esta tendencia señala la importancia de la zonificación como instrumento de política. Los ecosistemas y los servicios que proveen (ver Capítulo 4) se deben comprender bien para determinar el tamaño de las reservas y cuáles otras condiciones (p. ej., zonas de amortiguamiento o corredores) se requieren para proteger las funciones ecosistémicas y la biodiversidad de manera satisfactoria.

La zonificación es necesaria pero insuficiente, porque las áreas protegidas no serán respetadas sin las instituciones y la protección apropiadas. Para lograr una protección eficaz (y garantizar el debido proceso y la legitimidad de la toma de decisiones), los formuladores de políticas deben considerar los intereses de todos los actores (p. ej., ¿cómo habrían utilizado el área de no estar protegida?). Esto puede lograrse a través de un manejo de RPC, por ejemplo, o mediante híbridos de RPC y un manejo más centralizado, como en CAMPFIRE.

El manejo de RPC es más adecuado en situaciones donde los usuarios locales del recurso han desarrollado patrones de uso cooperativo de este o donde al menos podemos esperar que lo hagan. No es apropiado para la protección de alta mar, Antártica o el espacio exterior. Tampoco tendría sentido en algunos sectores del turismo; en lugares donde se requieren habilidades particulares, los agentes especializados públicos o privados pueden ser más convenientes. Esto no significa que el público no pueda disfrutar de los beneficios, debería hacerlo, pero al mismo tiempo cualquier organización que maneja un parque también deberá cubrir sus costos y obtener una ganancia razonable. El financiamiento y la recuperación de los costos son aspectos vitales que deben enfrentar tanto las organizaciones públicas como las privadas.

Un ecosistema puede albergar muchos recursos, como agua, peces, bosques y animales silvestres. Todos los instrumentos de política que se pueden usar para manejar estos recursos individualmente pueden ser considerados para los ecosistemas marinos y otros: impuestos, subsidios, permisos, tarifas, regulaciones y derechos de propiedad. Sin embargo, por la complejidad inherente al manejo de ecosistemas, el diseño de instrumentos será más complicado también. Los instrumentos interesantes para la protección de los ecosistemas incluyen la zonificación, la participación, los derechos de propiedad común (y la definición de derechos de propiedad en general), y los pagos o subsidios por externalidades positivas. Como se menciona en el Capítulo 29, muchos sitios ecológicamente importantes están siendo protegidos gracias a los pagos de municipalidades y otras organizaciones río abajo. La certificación y el etiquetado son instrumentos que se han utilizado en las pesquerías, la agricultura y la silvicultura para señalar algún tipo de manejo con perspectiva ecológica o cuidado en la explotación comercial de los recursos naturales.

### Lectura adicional

Brown 2000  
Dasgupta 1982  
Dixon y Sherman 1990

## Notas

1. Estas fallas son un rasgo obvio y natural de la experimentación con métodos de cultivo y arreglos institucionales (Ostrom et ál. 1999 es la continuación del famoso artículo de Hardin).

Algunos fracasos son parte del aprendizaje; se tornan más problemáticos en los comunes globales porque los experimentos en tan gran escala dejan poco margen para el fracaso. Sin embargo, en el nivel local, los reveses pueden formar parte de una estrategia óptima de aprendizaje si el número de sitios sustitutos es suficiente.

2. Esta sección se benefició de comentarios e información de Edwin Muchapondwa.

3. Hace cien años, se estimaba que quedaban 4000 elefantes en Zimbabwe, pero hoy suman 70.000. Comen 150-300 kilogramos de vegetación y beben varios cientos de litros de agua al día. En algunos distritos, como Sengwa, los elefantes destruyeron el 75% de la cobertura vegetal entre 1960 y 1975 (Child et ál. 1997). En Zimbabwe, entre 1991 y 1996, murieron 368 personas al defender sus casas o cosechas de estos animales.

4. Esta sección parte de Andersson y Sterner 1998.

5. Más recientemente, el multimillonario ecologista Douglas Tompkins se convirtió en dueño del parque privado más grande del mundo: posee el 21% de la provincia de Palena en el sur de Chile (323.646 hectáreas después de la compra en diciembre de 1999). En 1997, en respuesta a las críticas del gobierno chileno y el sector privado, Tompkins afirmó que entregaría la tierra a una ONG local, la Fundación Pumalin, pero todavía no ha cumplido esta promesa. Un ejemplo de transacción tanto privada como cooperativa es la venta de parte del Parque Nacional Isla de Pascua a los isleños, entre quienes muchos consideran la venta ilegal (Goldmann 2002).

6. Agradezco a John Dixon el material y los comentarios sobre este estudio de caso.

7. La administración del parque calculó más de 550.000 visitantes a Punta Nizuc en 1997. Los operadores de tours cobran US\$ 38 por un tour de los manglares y US\$ 35 por un viaje directo. Si los tours se reservan a través de un hotel este retiene una comisión del 10%. Así, un impuesto de US\$ 1 no sería un aumento considerable. Las estimaciones del excedente del consumidor de los buzos son por lo general mucho más altos, por ejemplo US\$ 15 (Davis y Tisdell 1995, 1996) o más (Wright 1994).

## PARTE VII

# *Conclusión*

## *Problemas relacionados con las políticas y sus posibles soluciones*

**E**N MUNDO ENFRENTA SERIOS problemas ambientales y de recursos, pero la nueva tecnología ofrece numerosas maneras de resolverlos. Sin embargo, a menudo no se recurre a las soluciones posibles porque las reglas que gobiernan las economías modernas no ofrecen los incentivos necesarios. En algunos casos, la tecnología no está disponible aún, y se requieren estructuras socioeconómicas sofisticadas para crear los incentivos correctos para la investigación.

La formulación de políticas ambientales no es una simple escogencia entre instrumentos de comando y control e instrumentos de mercado (IM). Afortunadamente, el rango de opciones es más amplio, al igual que en la política económica, que no se reduce a escoger entre planificación y *laissez-faire*. Para funcionar adecuadamente, la sociedad requiere de opciones intermedias con mucho trabajo de afinamiento. Y para cumplir con varios objetivos (como eficiencia, sostenibilidad y distribución equitativa) hace falta una combinación de instrumentos de política.

Se ha diseñado una variedad de instrumentos de política específicamente para asuntos ambientales y de recursos naturales. Muchas otras políticas también son relevantes para la gestión de los recursos, y van desde la definición y el respeto de los derechos de propiedad, pasando por la eficiencia del sistema judicial, hasta variables macroeconómicas como las tasas de cambio e interés.

Los instrumentos de mercado se pueden diseñar de varias maneras, entre las cuales los impuestos pigouvianos y los permisos transables son solo dos arquetipos. Los impuestos, cargas, sistemas de depósito-reembolso y otros instrumentos bipartitos han sido utilizados en el norte de Europa, en las economías antiguamente planificadas de Polonia y Estonia, y en algunos países en desarrollo (China, Malasia y Colombia). Los esquemas de permisos transables, utilizados para mitigar la contaminación en Estados Unidos y algunos otros países, son particularmente exitosos en el manejo de la pesca. La provisión de información, etiquetado, responsabilidad y muchos otros esquemas amplían el menú de políticas. A veces, políticas como los impuestos energéticos y los subsidios son instrumentos ambientales “involuntarios”, porque no fueron formulados con objetivos ambientales en mente.



A pesar de las recomendaciones de los economistas de tener un instrumento para cada meta, las políticas actuales, como los impuestos energéticos, se construyen a partir de procesos complicados de negociación y reflejan una multitud de objetivos que a veces son contradictorios. Por lo tanto, carecen de la pureza de las políticas ambientales descritas en los libros de texto, pero lo mismo sucede con políticas destinadas a incrementar la democracia, la equidad, la participación y otras metas. Los impuestos energéticos siguen brindando un buen ejemplo del funcionamiento de las cargas ambientales. En otras áreas, predominan las licencias y los instrumentos de comando y control. Esto no debería incomodar a los economistas porque, según la teoría económica, las regulaciones físicas son apropiadas en algunos casos; incluso podría suceder que la teoría económica nos lleve a recomendar la prohibición de cierto producto o sustancia como el instrumento más adecuado.

## Criterios para la formulación de políticas

Los economistas suelen suponer que el criterio principal para la sociedad es la maximización del bienestar y que este se puede medir como una función de las utilidades individuales. Sin embargo, las funciones de utilidad y bienestar pueden ser demasiado complicadas para ser funcionales, y es común tener varios subobjetivos separados. Los principales son costo-eficiencia, compatibilidad de incentivos, preocupaciones distribucionales y de equidad, y factibilidad y flexibilidad administrativas. Estas metas no son perfectamente claras o separables, y el proceso político es a menudo una lucha en la cual los grupos enfatizan diferentes objetivos cuya interpretación es distinta también.

Para nuestros propósitos, *costo-eficiencia* significa que el instrumento logra las metas ambientales al menor costo posible. La *eficiencia* es un concepto más ambicioso, que incluye la optimalidad del objetivo (es decir, el nivel de mitigación o el *stock* del recurso). La *compatibilidad de incentivos* significa que los agentes involucrados (en particular los contaminadores pero también los reguladores, las víctimas y otros actores) tienen un incentivo para proveer información y emprender la mitigación necesaria. Por *preocupaciones distribucionales y de equidad* me refiero a que la distribución de los costos debe ser percibida como “justa”. La *factibilidad administrativa* significa que el instrumento es practicable, que su operación no incurre en costos monetarios o de información excesivos.

Estos criterios interactúan porque, por ejemplo, los contaminadores que consideran que cierta distribución de los costos es particularmente injusta tratarán de resistir e impedir la implementación. No tendrán un incentivo para colaborar, y esta situación nos conducirá a la ineficiencia, en particular si hay asimetrías en la información o el poder. La formulación e implementación de políticas tiene muchas dimensiones políticas, culturales y psicológicas. Por ello, es importante respetar y seguir las normas tradicionales para la toma de decisiones —conocidas a veces como “proceso debido”— sin abrir sin querer oportunidades para el *lobby* corrupto. Dada la velocidad de los cambios tecnológicos, ecológicos y de la comprensión actual de la tecnología y la ecología, cualquier

instrumento utilizado debe tener la flexibilidad necesaria para adaptarse a las nuevas circunstancias.

Los criterios varían en importancia, dependiendo de las condiciones que caracterizan cada situación. En una economía con una distribución pareja del ingreso y cuando se regulan problemas ambientales con costos moderados de mitigación, los aspectos de equidad son menos importantes. En cambio, cuando se enfrentan problemas grandes que afectan la salud (y por último la vida) en países con grandes disparidades en el ingreso, las preocupaciones distribucionales pueden ser tan importantes como (o incluso más importantes que) ser estrictamente costo-eficientes. Al lidiar con mercados caracterizados por monopolios poderosos o serias asimetrías en la información, pueden dominar los aspectos de compatibilidad de los incentivos. Cuando se presentan interacciones complejas entre los ecosistemas, la flexibilidad puede ser la inquietud principal al determinar el diseño del instrumento pertinente. La matriz de selección de políticas puede aportar cierta estructura a la elección y el diseño de instrumentos de política. La matriz se puede utilizar para comparar instrumentos de política según diferentes criterios, dependiendo de las características económicas y ecológicas de un tema en particular. Entre las características ecológicas o condiciones que deben tomarse en cuenta están los efectos de borde y las sinergias, por ejemplo. Entre las características económicas están las condiciones de mercado, como el grado de competencia, la existencia de mercados ausentes y la asignación de derechos de propiedad.

En el resto de este capítulo, presentaré algunos de los aspectos más destacados relacionados con la eficiencia, el riesgo, la información, las complejidades de los ecosistemas, la provisión de bienes públicos, la factibilidad, la estructura de mercado, efectos generales de equilibrio, distribución de los costos y la política involucrada en la formulación de políticas nacionales e internacionales.

## Eficiencia

La eficiencia es el argumento económico más clásico a favor de los IM. En algunos casos, sin embargo, otros instrumentos pueden ser más eficientes. Se debe tener cuidado con respecto al tipo de eficiencia deseada (estática o dinámica), así como a otras condiciones, como las características de las curvas de daños y costos.

### *Eficiencia con costos de mitigación heterogéneos*

Cuando la contaminación está mezclada pero los costos de mitigación presentan variaciones fuertes, el ahorro en los costos puede ser considerable si las empresas con los costos más bajos emprenden la mayoría de la limpieza requerida. Este hecho provee un argumento poderoso a favor de los IM. Los impuestos y los permisos transables son particularmente aplicables, seguidos por los esquemas de depósito-reembolso y, en principio, los subsidios (aunque estos presentan otras desventajas). Estos instrumentos ahorran costos fomentando la "especialización", que es una de las ventajas principales del mecanismo de mercado.

En las áreas de economía de la energía y cambio climático global se encuentran buenos ejemplos de la especialización. El costo marginal de reducir las concentraciones atmosféricas de óxidos de nitrógeno o de azufre, precursores de la lluvia ácida, así como de los gases de invernadero, varía enormemente entre los sectores de transporte, industriales, forestales y agrícolas. También varía dentro de cada uno de estos sectores y entre países. Varios países europeos tienen mucha experiencia con los esquemas de permisos. Se encuentran muchos ejemplos interesantes de instrumentos de mercado en las economías en transición o desarrollo.

### ***Eficiencia con costos de daño heterogéneos***

A veces es el costo del daño ambiental, no su mitigación, lo que varía (p. ej., los costos en salud de las emisiones vehiculares varían entre zonas densamente pobladas y sin muchos habitantes, al igual que las molestias causadas por el ruido de día y de noche). En estos casos, la eficiencia dicta una variación correspondiente en la exigencia de los esfuerzos de mitigación. En principio, esta variación es posible con varios instrumentos de política. Sin embargo, puede ser difícil diferenciar entre los instrumentos de precio (en particular cuando se utilizan los impuestos sobre los productos como aproximaciones para las cuotas de emisiones), tornando más atractivas las reglas cuantitativas, como la zonificación o las regulaciones basadas en el tiempo. El daño ambiental (sobre la salud) ocasionado por recorrer una milla en un automóvil promedio será cientos de miles de veces peor en el centro de la ciudad que en el campo, pero el precio de la gasolina solo puede variar de forma marginal.

Algunas soluciones combinan los requisitos físicos (p. ej., automóviles “limpios” en algunas zonas) con un impuesto al ruedo diferenciado. La prohibición de vehículos contaminantes con motores de dos tiempos es una política de zonificación muy necesaria en algunas de las ciudades más contaminadas del mundo.

### ***Eficiencia intertemporal con cambio tecnológico***

El costo de la tecnología de mitigación puede cambiar drásticamente en el tiempo. Si los costos se reducen gracias al progreso tecnológico, por ejemplo, entonces el efecto de un impuesto, permiso o estándar cambiará de diferentes maneras. El progreso en la tecnología de mitigación significa que esta se vuelve más barata y que el nivel óptimo de mitigación aumenta mientras el nivel necesario de impuestos disminuye.

Con el progreso tecnológico en la mitigación, los impuestos (constantes) producen una mitigación más que óptima, mientras que la regulación (constante) arroja una mitigación inferior a la óptima. El monto de las pérdidas respectivas depende de las pendientes relativas de las curvas del costo de mitigación y de daño. Sin embargo, el tiempo suele incrementar las estimaciones del daño por emisiones a través de varios mecanismos, incluyendo el aumento en la población, ingreso y conocimiento. En este caso, es preferible el impuesto (con su mayor nivel de mitigación). Por otro lado, puede ser más fácil establecer estándares físicos, los cuales pueden basarse en prototipos tecnológicos observados, mientras que los niveles de impuestos correspondientes deben ser estimados. La

capacidad de un instrumento arrojar resultados eficientes o al menos razonables frente a condiciones cambiantes (ecológicas o económicas, como el crecimiento o la inflación) es una forma de flexibilidad que puede ser muy importante.

### ***Eficiencia intertemporal con inflación***

El efecto de la inflación sobre las políticas es similar al del cambio tecnológico. Sin embargo, una diferencia es que tanto los costos de mitigación como los de daño experimentan el mismo cambio, de modo que el nivel óptimo de emisiones o mitigación permanece constante, mientras el nivel de impuestos necesario aumenta. En consecuencia, la regulación y los estándares tienen un aventaja para prevenir la degradación ambiental frente a la inflación, mientras que los instrumentos monetarios como los impuestos verán reducido su valor. En principio, la indexación puede ser una solución, pero también conlleva numerosos problemas. En el caso de los subsidios, que tienen varios efectos indeseables en largo plazo, podría ser ventajoso que la inflación redujera su valor real.

### ***Incentivos para la innovación bajo el cambio tecnológico***

Establecer buenos incentivos para la innovación es una tarea crucial del diseño de políticas cuando el potencial para el progreso técnico es significativo. Estos incentivos estarán ausentes si el formulador de políticas escoge los estándares de diseño. Con los estándares de emisión o desempeño, dichos incentivos son algo mayores, pero los instrumentos con el incentivo más claro son los IM y, en particular, los impuestos. Este punto queda bien ilustrado por los efectos del impuesto noruego al carbono, que ha llevado al secuestro y almacenamiento subterráneo de carbono en acuíferos salinos.

## **Incertidumbre, riesgo e información asimétrica**

La eficiencia no es siempre suficiente o incluso apropiada. En un mundo de incertidumbre y riesgo, otros criterios —como la producción de resultados factibles o verificables— pueden ser más importantes.

### ***Dificultades de monitoreo***

A menudo resulta difícil monitorear las emisiones. Los consumidores de combustibles fósiles (p. ej., gasolina y diésel), por ejemplo, son muchos contaminadores pequeños, dispersos y móviles. En instancias donde hay una relación uno a uno fuerte entre el consumo o la producción de un producto y las emisiones que produce, los impuestos al insumo o la producción pueden ser buenos instrumentos aproximados. Los impuestos sobre los combustibles fósiles son un buen ejemplo; funcionan bien en el caso del cambio climático global, que depende del consumo total de combustible fósil. Sin embargo, los impuestos sobre la gasolina y el diésel no internalizan bien el daño ambiental local.

Las emisiones de un vehículo y su impacto sobre la salud aumentan con la cantidad de combustible utilizado, pero varían más significativamente con otros factores, como la tecnología de motores y emisiones. Cuando el monitoreo se torna demasiado difícil, el regulador puede escoger instrumentos que lo facilitan, como los estándares de diseño.

### ***Verificación ex post***

La eliminación inadecuada de desechos peligrosos es una externalidad que los formuladores de políticas deben tratar de reducir. El problema es que las cantidades de efluentes y emisiones son tan pequeñas, irregulares y dispersas que son casi imposibles de monitorear. No es la producción o el uso del producto lo que daña el ambiente sino su eliminación, por lo que los impuestos sobre el producto no son pertinentes. Los sistemas de depósito-reembolso pueden ser el mecanismo ideal; son en efecto un impuesto a la eliminación pero, en aras de la conveniencia, se cobran en el momento de la compra. La carga de la prueba de la eliminación correcta se deposita sobre el comprador, quien debe retornar el ítem para obtener un reembolso y así evitar pagar un “impuesto a las emisiones” mediante el cual se supone que los consumidores contaminan a menos que prueben lo contrario.

Los sistemas de depósito-reembolso son ampliamente utilizados para las botellas de vidrio y las latas de aluminio. Por razones ambientales, se utilizan también para vehículos y baterías en algunos países. Se podría extender un mecanismo similar a un rango más amplio de productos peligrosos. El principio general del esquema de depósito-reembolso se podría utilizar para permitirle a los vehículos que demuestren ser más limpios obtener reembolsos sobre el marchamo anual, por ejemplo.

### ***Monitoreo exclusivo de las condiciones ambientales***

Una situación común que incluye elementos de información asimétrica es la contaminación de fuente no puntual o difusa cuando solo se pueden monitorear las emisiones agregadas (no individuales) (p. ej., la escorrentía agrícola de nutrientes que lleva a la eutrofización). La información es asimétrica porque cada parte regulada (cada finca) tiene al menos una noción de sus emisiones, mientras que los reguladores solo pueden monitorear agregados tales como las concentraciones ambientales en algunos puntos. En este caso, los impuestos a las emisiones no son factibles.

En principio, los reguladores pueden cobrar alguna forma de impuesto ambiental basado en los niveles ambientales totales, pero este instrumento presenta muchos obstáculos de factibilidad. En algunos casos, pueden ser apropiados los impuestos sobre los fertilizantes o plaguicidas, pero no toda la escorrentía agrícola es causada por insumos adquiridos; puede ser resultado del excremento animal o la erosión del suelo, los cuales son difíciles de monitorear. Una política posible en este caso es el monitoreo por pares: los vecinos suelen conocer los métodos de producción de otros vecinos; si se puede organizar la cooperación y el monitoreo recíproco entonces este enfoque puede ser mucho más eficiente que el monitoreo externo. De hecho, esta es una ventaja comparativa esencial de los recursos de propiedad común (RPC). Un instrumento de política podría ser fomentar la operación (y quizás incluso la formación) de sistemas de RPC.

Incluso cuando no hay un sistema de manejo de RPC, se puede lograr la colaboración entre vecinos; los reguladores le pueden ofrecer a un grupo de contaminadores la opción entre la autorregulación y alguna otra política (p. ej., el control de insumos o un impuesto). Se pueden aplicar políticas similares al sector industrial informal (p. ej., el monitoreo en dos etapas en los parques industriales de la India y la regulación de las ladrilleras en México).

### ***La incertidumbre cuando los costos de daño son empinados***

En condiciones de certidumbre perfecta, hay una simetría entre instrumentos tipo precio e instrumentos tipo cantidad. Un impuesto de  $T$  dólares por tonelada de efluente tendrá el mismo efecto que requerir un límite obligatorio a las emisiones de  $\ell$  toneladas si el costo marginal de mitigación es  $T$  al nivel  $\ell$ . Cuando existe incertidumbre acerca de los costos de mitigación, la simetría desaparece; si los costos marginales del daño son empinados, entonces se prefieren los permisos cuantitativos en lugar de los impuestos o tarifas (p. ej., cuando hay valores de umbral dramáticos, como en el caso de muchos plaguicidas prohibidos, incluyendo el dieldrín). Los formuladores de políticas no pueden correr el riesgo de buscar el nivel óptimo de impuestos; simplemente deben garantizar que hay un estándar seguro. Los costos de un error pequeño en la cantidad utilizada puede ser gravísimos, y la precisión del instrumento cuantitativo es en este caso mayor.

### ***La incertidumbre cuando los costos de mitigación son empinados***

Cuando el costo de mitigación aumenta mucho y el daño marginal de la contaminación es relativamente plano, se prefiere un IM como los impuestos. En este caso, el impuesto es más preciso para evitar costos de mitigación excesivos. Se pueden encontrar ejemplos de curvas de daño planas en los contaminantes acumulativos (siempre y cuando no haya efectos de umbral fuertes o no linealidades). Se pueden encontrar ejemplos de curvas de mitigación empinadas en las economías antiguamente planificadas, donde la mitigación era urgente pero muchas empresas no podían costear inversiones nuevas. Si se las hubiera obligado (mediante estándares estrictos) a cambiar rápidamente de tecnología, se las habría llevado a la bancarrota, el desempleo y a costos políticos y de bienestar significativos.

### ***Incertidumbre y riesgo***

En la práctica, el valor de la responsabilidad legal y formal de una empresa por posibles daños ambientales está limitado por la capacidad de pago de dicha empresa. Si esta cae en bancarrota, entonces su responsabilidad carece de valor. Otros instrumentos legales (como el derecho penal), el seguro obligatorio o los bonos de responsabilidad —depósitos de dinero que puede ser utilizado en el evento de un accidente y que se depositan antes de que la empresa pueda iniciar sus operaciones— pueden disminuir este riesgo. Dichos instrumentos se usan con poca frecuencia porque acarrear un costo elevado que puede desincentivar las empresas; sin embargo, serían apropiados para aquellas industrias donde hay un riesgo de emisiones o accidentes realmente grandes, como la tragedia de Bhopal.

***Mercados ausentes de seguros y banca***

Normalmente, el mercado no supe por completo los seguros. La información asimétrica ocasiona una falla de mercado a través de la selección adversa de clientes (las personas de alto riesgo compran las pólizas de seguros) y el riesgo moral (una vez que las personas tienen una póliza, pueden volverse descuidadas), y estos factores conducen a una suboferta de seguros. Los usuarios de los recursos naturales suelen operar a altos niveles de riesgo y no pueden obtener el seguro que necesitan. En particular, para los agricultores más pobres de los países en desarrollo, que están cerca de padecer hambrunas, el riesgo de un fracaso en la cosecha es inaceptable porque carecen de seguro y, por razones similares, tienen un acceso inadecuado a instituciones regulares de banca y ahorro. Por lo tanto, son muy adversos al riesgo. El resultado puede ser un comportamiento insostenible: no se atreven a invertir en nuevos métodos de producción y pueden usar métodos dañinos para el ecosistema, como el exceso de plaguicidas o el mantenimiento de grandes hatos de ganado. Estas prácticas, aunque insostenibles, pueden ser adaptaciones individualmente racionales a la ausencia de mercados de ahorro y seguros. En estos casos, la mejor política no sería gravar o prohibir los plaguicidas y los hatos grandes sino ayudar a proveer los mercados que faltan promoviendo bancos como el banco Grameen o el establecimiento de compañías de seguros.

**Complejidades ecológicas y técnicas**

Las complejidades ecológicas y técnicas promueven la incertidumbre y dificultan la aplicación del simple criterio de eficiencia. Los instrumentos escogidos para abordar problemas complejos deben tomar en cuenta aspectos de información, riesgo e incertidumbre.

***Tecnología complicada y potencialmente peligrosa***

Diseñar un impuesto lo suficientemente detallado para una tecnología compleja (p. ej., muchas sustancias químicas, grandes plantas industriales) es difícil; un impuesto debe ser preciso y es más fácil gravar una medida cuantitativa directa, como toneladas de insumo, producción o efluente. Se han utilizado algunos instrumentos fiscales muy sofisticados (con tarifas diferentes para cada sustancia química y diferenciación con respecto a factores como la sensibilidad del ecosistema), en especial en la antigua Unión Soviética, pero la interpretación de los impuestos en una economía planificada es muy diferente de la de una economía de mercado, donde resultaría más difícil aprobar este tipo de ley fiscal. No es solo que el nivel de detalle es abrumador, sino que los reguladores pierden el control sobre las cantidades emitidas. Si el nivel de impuestos es “demasiado bajo” y una empresa decide emitir grandes cantidades de cierta sustancia en el medio de una ciudad, los reguladores estarán en problemas: sería demasiado tarde para añadir requisitos adicionales de mitigación. Podemos considerar dicho riesgo en términos de una curva de daño empinada que favorece la regulación individual. El criterio relevante ya no es la

eficiencia sino la factibilidad y el principio precautorio de evitar los riesgos excesivos de daño. Para el caso de la tecnología compleja, las licencias individuales o la responsabilidad pueden ser las mejores opciones, en especial si el daño potencial es severo (daños marginales empinados), como en las industrias nucleares y de algunos químicos.

Cuando los daños y los riesgos potenciales no son tan serios, los mejores instrumentos disponibles pueden ser varias formas de acuerdos voluntarios o provisión de información, con etiquetado o sin él (como en el Inventario de Emisiones de Sustancias Tóxicas de Estados Unidos, PROPER en Indonesia o el etiquetado de productos). Como indica la comparación de instrumentos para el solvente tricloroetileno, las cuotas, prohibiciones y restricciones de uso pueden ser instrumentos factibles, pero cada uno presenta ventajas y desventajas.

### ***Complejidad ecológica***

La tecnología no es siempre la principal fuente de complejidad. En muchos casos, el ecosistema mismo es complejo, y las políticas deben estar guiadas por el principio precautorio. Para la protección de la biodiversidad, sería difícil establecer indicadores oportunos donde basar los impuestos. Es posible que no solo haya que monitorear muchos aspectos, sino que los reguladores podrían querer diferenciar entre sitios, también.

Un conjunto de políticas oportunas se basa en el concepto de manejo de RPC, por el cual los derechos de propiedad se asignan en el nivel local y se aprovecha el conocimiento local del ecosistema y los métodos sostenibles de cosecha o extracción. En el manejo de la pesca, las cuotas individuales transferibles (CIT) son un buen ejemplo de un instrumento de política nuevo en el cual los asuntos relacionados con la complejidad del ecosistema (el total de captura permitida) están específicamente separados de los aspectos relacionados con la asignación (de cuotas porcentuales) entre los usuarios del recurso. En otros casos, las preocupaciones ecológicas pueden favorecer los instrumentos de zonificación, como la creación de reservas marinas o parques.

## **La provisión de bienes públicos ambientales**

En situaciones que involucran algún tipo de bien público (p. ej., un parque nacional), no se puede gravar o regular un contaminador particular. Los instrumentos disponibles son la provisión pública y, quizás, la provisión privada financiada o subsidiada con fondos públicos.

### ***RPC, bienes públicos locales y bienes públicos mixtos***

Los bienes públicos no son siempre “puros”. Los servicios relacionados con la infraestructura y la salud urbana, como la recolección de basura, son bienes públicos impuros (o mixtos) o, en algunos casos, bienes de club o bienes públicos locales. En el pasado, se daba por descontado que los servicios como la recolección de basura debían ser consi-



derados bienes públicos puros. Recientemente, las discusiones en torno a la eficiencia así como los incentivos y otros factores han modificado esta percepción. En muchos países de ingresos elevados, el manejo de los desechos está experimentando con cargas variables para brindar un incentivo para la separación en la fuente y muchos países de bajos ingresos están experimentando con soluciones innovadoras como las microempresas para organizar a los trabajadores de este sector. Con frecuencia, hay un conflicto inherente entre la construcción de tarifas que maximizarían la eficiencia y aquellas que ayudarían a proveer las necesidades de los pobres.

Los recursos ecosistémicos tienen muchas características “públicas” en el nivel local. Los instrumentos de política apropiados varían con las circunstancias. En algunos casos, las comunidades han comenzado a pagar por la protección ecosistémica del agua u otras amenidades. En otros casos, la reforma o aclaración de los derechos de propiedad privada es un prerrequisito importante para otras políticas. Para los recursos de propiedad común (tierras marginales, manglares, sitios de pesca y recursos acuáticos) que son particularmente importantes para el segmento más pobre de la sociedad, el manejo de RPC puede ser la política más apropiada.

No es sencillo “crear” RPC nuevos. Las instituciones sociales dependen de la reputación y la estructura social, la cual genera confianza y reciprocidad; toma tiempo construir muchas estructuras y el proceso puede ser difícil, como ilustra CAMPFIRE en Zimbabwe.

### ***Bienes públicos globales***

Del otro lado de la escala se encuentran varios recursos o atributos del ecosistema que podemos describir como bienes públicos globales; por ejemplo, la temperatura y el clima de la atmósfera, y la protección contra la radiación ultravioleta por la capa estratosférica de ozono. Para los bienes públicos globales, la cooperación internacional es una *sine qua non* de cualquier política exitosa.

El valor de los programas locales radica en demostrar que la mitigación o la explotación reducida es posible. Esto es importante, pero no puede reemplazar la negociación internacional o la acción concertada. Las características de los tratados internacionales interactúan con la escogencia de instrumentos de política en el nivel nacional. Si, por ejemplo, los tratados especifican metas de cantidad para cada país participante, entonces se prefieren los instrumentos de cantidad como los permisos, porque estos logran mejor los objetivos cuantitativos.

### ***Ausencia de contaminador responsable***

En algunos casos, los contaminadores son en teoría identificables, pero el monitoreo es tan difícil que no pueden ser identificados o esto sucede demasiado tarde (p. ej., una empresa que contaminó un área hace varias décadas y hoy ya no existe). La sociedad debe determinar si la limpieza merece los costos de remediación. De ser así la provisión pública de mitigación o limpieza y los subsidios para las empresas pueden ser los únicos métodos disponibles para alcanzar el objetivo deseado, aunque en algunos casos las em-

presas, industrias enteras y hasta sus aseguradores, proveedores, banqueros y clientes asociados pueden verse involucrados mediante un concepto extendido de responsabilidad, como el utilizado por el Superfondo en Estados Unidos, por ejemplo.

## Factibilidad, estructura de mercado y efectos generales de equilibrio

A menudo, el contexto económico y social en el cual se aplican los instrumentos es un determinante más fundamental que el sector o la industria involucrados.

### *Número de contaminadores y la estructura de los mercados*

El número de contaminadores y la estructura de los mercados ejercen efectos profundos en la elección y el diseño de instrumentos de política. Si solo hay un contaminador (es decir, un monopolio), entonces el impuesto se le cobrará a los consumidores y, de hecho, tendrá incentivos perversos porque los monopolios se caracterizan por un nivel de producción demasiado bajo, efecto que puede verse empeorado por un impuesto. Más aun, si solo hay un contaminador, los decisores tenderán a utilizar la negociación individual, la licencia o los acuerdos voluntarios en lugar de atravesar el proceso de redactar una ley fiscal (por lo general, los formuladores de políticas intentan introducir la competencia y romper los monopolios, lo cual es un argumento en contra de adaptar la política específicamente para estos últimos).

Cuando el número de contaminadores es intermedio, el análisis de los distintos instrumentos puede ser complejo, en particular cuando la mitigación se lleva a cabo en varios pasos (p. ej., en la adquisición de equipo de mitigación costoso y la operación de dicho equipo). Los permisos son un instrumento donde el número de participantes es crucial. Con pocos jugadores, los permisos serán comerciados en mercados “ralos”, lo cual puede crear distorsiones significativas y en algunos casos dar lugar a un comercio muy limitado. Este tipo de mercados también puede incentivar el comportamiento estratégico por parte de las empresas.

### *Falta de recursos*

Los países que emprenden programas ambientales nuevos o ambiciosos pueden verse constreñidos por una falta de conocimiento y de recursos técnicos, financieros, organizacionales y humanos. Los instrumentos “sofisticados” pueden parecer completamente fuera de su alcance, y pueden sentirse tentados a concluir que las agencias pobres deben comenzar por instrumentos de comando y control, dejando para más tarde los instrumentos supuestamente más avanzados (de mercado). Este enfoque es poco razonable porque todos los instrumentos ambientales tienen mucho en común; todos requieren de sistemas para el monitoreo, reporte, verificación y control.

Los instrumentos físicos de comando y control no son necesariamente fáciles de administrar. Requieren de un sistema de penalizaciones que debe ser tan severo como para ser disuasivo pero no tan draconiano como para que no se pueda hacerlo cumplir. Por

esta razón, a menudo se prefieren los instrumentos de información, legales, o de mercado. La sofisticación del instrumento se puede diseñar para remediar la falta de recursos de la agencia de protección ambiental. El uso de cargas sobre el producto (en lugar de sobre las emisiones o el efluente) ahorra recursos administrativos pero también reduce la eficiencia en la asignación. Asignar un destino específico para estas cargas puede generar recursos para la agencia.

Debemos desconfiar de la noción simplista de que los impuestos ambientales siempre ofrecen una situación donde hay mitigación e ingresos por los impuestos. Este no siempre es el caso, aunque algunos países bien dotados de recursos naturales se podrían beneficiar de políticas diseñadas para capturar una mayor proporción de la renta mientras se logra un uso más sostenible de los recursos.

### ***Solo se enfrentan subgrupos de contaminadores***

A veces, solo se enfrenta un subconjunto de contaminadores como resultado de factores técnicos o sociales: quizás por tamaño o nacionalidad, o porque el mismo contaminante puede ser emitido desde una fuente puntual en un tipo de industria pero desde una fuente no puntual en otro. Se podría argumentar que es injusto gravar a los contaminadores identificados si no se gravan los demás, en particular si las partes están en competencia.

En esta situación, los formuladores de políticas pueden buscar instrumentos o sus combinaciones que ofrezcan un incentivo para la mitigación a aquellas empresas que hayan sido identificadas, sin penalizarlas injustamente con respecto a otras empresas fuera del programa. Este objetivo se alcanza a través de la imposición presuntiva o los impuestos al insumo que afectan a los contaminadores no identificables. De otro modo los pagos reembolsables por emisiones o la asignación gratuita de permisos transables podrían brindar incentivos para la mitigación a la vez que limitan el costo del grupo de empresas involucradas. Estos instrumentos se han utilizado para la mitigación de óxidos de azufre y nitrógeno en varios países.

### ***Reduciendo el uso de bienes contaminantes***

La mayoría de los análisis de los instrumentos de política son parciales; a veces son suficientes, como cuando las medidas técnicas de mitigación o la sustitución de insumos alcanzan rápidamente las metas ambientales deseadas. Cuando la mitigación es difícil desde el punto de vista técnico, las metas ambientales se pueden alcanzar solamente reduciendo el consumo o la producción de ciertos bienes. El instrumento utilizado debe tener un efecto sobre la producción. Se debe tomar en cuenta las repercusiones sobre el equilibrio general de la economía. La tecnología simple o los equipos de mitigación que pueden reducir las emisiones de carbono para desacelerar el calentamiento global, por ejemplo, todavía no existen, por lo que será necesario reducir el consumo de los bienes y servicios que resultan en emisiones significativas de carbono proveniente de los combustibles fósiles (y otros gases invernadero). Los IM como los impuestos y los permisos transados tienen este efecto sobre la producción y son por lo tanto los instrumentos más adecuados.

***Reciclaje del ingreso de los impuestos ambientales***

Las emisiones pueden ser reducidas por impuestos al carbono o por un sistema de permisos transables. Ambos sistemas tienen un efecto sobre la producción, pero solo el impuesto o los permisos subastados conducen a la captura pública de la renta asociada. Si esta renta es capturada, habrá un efecto de reciclaje de la recaudación que puede ser importante para alcanzar la eficiencia general. Un impuesto lo suficientemente grande como para reducir de manera sustancial las emisiones de carbono generaría una gran cantidad de fondos públicos y ejercería un cambio en la economía. Los ingresos recaudados se podrían utilizar para el gasto público o para reducir otros impuestos, y la manera en la cual se utilizan podría afectar el costo de la política a través de efectos secundarios sobre la economía y por lo tanto la política del diseño de políticas.

**Distribución de costos y política del diseño de políticas**

El análisis de los instrumentos de política no debe detenerse en sus propiedades generales de asignación o sus costos totales. Para que sean factibles, es fundamental considerar también la distribución de los costos. Distintos instrumentos resultan en diferentes asignaciones de los costos entre contaminadores y entre estos, las víctimas de la contaminación y la sociedad. Las diferencias anteriores suelen ser decisivas para la implementación.

***La carga del costo y aspectos de factibilidad política***

Técnicamente, la congestión y la sobreexplotación de los bienes comunes se pueden rectificar implementando un impuesto. Sin embargo, aunque la congestión se puede disminuir fácilmente hasta un nivel óptimo, el bienestar colectivo de los usuarios puede ser peor que antes del impuesto. A veces, los usuarios establecen su derecho histórico a determinado nivel de actividad (como los pescaderos que “nacieron” en su profesión, heredando el trabajo de generaciones de pescadores), resistiéndose a la noción de que el gobierno tiene derechos sobre todo el excedente incluso si redujera la actividad hasta un nivel sostenible. En otros casos, los contaminadores pueden ser demasiado poderosos para un impuesto. En ambos casos, el impuesto no es factible desde el punto de vista político, pero sí se pueden utilizar otros instrumentos. Se pueden crear derechos: derechos de propiedad o al menos derechos asignados gratuitamente. Los instrumentos tipo precio como las cargas también se pueden usar, siempre y cuando lo recaudado se reembolse (al menos en parte) o utilice de manera que sea beneficiosa para y determinada por la comunidad involucrada.

En Estados Unidos, las cargas sobre las carreteras se utilizan para financiar las vías y, en muchos países en desarrollo o transición, como Polonia, las cargas ambientales están destinadas a los fondos ambientales. Dichos fondos corren el riesgo de un uso ineficiente del dinero público pero, en algunos casos, este riesgo es el “precio” que hay que pagar para alcanzar la aceptación política. Si las modificaciones en el diseño de un instrumento

dados tornan su uso factible, esta factibilidad puede justificar la modificación. En una alternativa entre un impuesto bajo pero puro (que ingresa a la hacienda) y un pago por emisiones mucho más elevado pero reembolsable, este último podría, en muchas circunstancias, ser preferible desde la perspectiva ambiental y de bienestar general.

### ***Economía política y búsqueda de ingresos***

Las políticas públicas no solo están formadas por consideraciones abstractas de optimalidad, sino también a través de la presión y la interacción de varios grupos de interés. Los formuladores de políticas deben anticipar este comportamiento y tener un cuidado particular con los instrumentos que tienden a promoverlo. Los ejemplos más obvios son los subsidios, que no solo son caros sino que pueden promover el cabildeo y hasta la corrupción. Incluso la asignación de permisos y los mecanismos para reembolsar cargas pueden atraer un *lobby* considerable, y estas consecuencias deben ser tomadas en cuenta.

Lo anterior puede tornarse importante si los contaminadores involucrados tienen alguna de las siguientes características:

- Si son regional o étnicamente diferentes, se pueden sentir discriminados.
- Si son pobres, las consideraciones de bienestar se vuelven especialmente prominentes.
- Si son ricos y poderosos, pueden estar en capacidad de detener o atrasar la implementación.
- Si son un grupo pequeño y homogéneo, se pueden organizar con facilidad.

Para cada grupo, el mecanismo de asignación, reembolso y compensación puede requerir consideración por separado.

### ***Equidad y eficiencia en problemas de recursos que afectan a los más pobres***

La clase de problemas más urgente es aquella donde la pobreza y la degradación ambiental van de la mano. Los efectos de estos dos problemas suelen reforzarse mutuamente, de modo que la degradación ambiental conduce a un menor acceso al agua, forraje, leña y otros materiales importantes. La desesperación y la poca visión de futuro causadas por la pobreza pueden obligar a las personas a llevar a cabo prácticas insostenibles que exacerban la degradación de los recursos. Todas las categorías de políticas aplican aquí, dependiendo de los detalles de cada caso. En contextos rurales, el manejo de RPC puede ser el enfoque más apropiado.

A veces surgen dificultades porque la eficiencia requiere soluciones de mercado, pero algunas soluciones de mercado son socialmente inaceptables. Cuando las preocupaciones sobre la distribución y la eficiencia son igualmente importantes y los problemas se complican por la información asimétrica, hay varios instrumentos bipartitos que pueden ofrecer soluciones (p. ej., a veces se utilizan tarifas escalonadas o mecanismos más complicados para el agua o la electricidad, incluyendo subsidios para el consumo). La privatización puede ser beneficiosa porque introduce principios de mercado, pero no es ninguna panacea. Si existen metas distribucionales, ambientales o de otro tipo de bienestar además de la eficiencia, entonces se requerirá una acción pública específica porque un mercado sin regular no cumplirá los objetivos.

## Formulación de políticas nacionales e internacionales

El progreso técnico aunado a una atención mínima a los asuntos ambientales hace que se aborden problemas simples relacionados con el ambiente más inmediato. No es raro que las soluciones técnicas no “resuelvan” realmente los problemas sino que solamente los alejen un poco. La contaminación transfronteriza se está tornando más importante, al igual que el manejo de los comunes globales. En muchos contextos, la formulación de políticas se debe considerar en términos de una estructura en el nivel local, nacional (federal) e internacional.

### *Formulación de políticas en una economía pequeña y abierta*

Las relaciones comerciales, la contaminación transfronteriza y los tratados internacionales son tres capas globales que debemos considerar al diseñar instrumentos de política. Las relaciones comerciales son más notorias en las economías pequeñas y abiertas que en las grandes y cerradas. En las primeras, el mercado mundial fija el precio de los bienes. Cualquier desviación local (p. ej., un impuesto a la contaminación en la producción nacional) no afectará el precio del mercado mundial y por lo tanto no afectará el consumo. Su único efecto será sobre las ganancias y las cuotas del mercado en el país dado.

Si el contaminante en cuestión es global, imponer un impuesto ambiental corre el riesgo de migrar la producción hacia el exterior, dejando constantes los niveles de contaminación. En dichos casos, la negociación internacional es fundamental, aunque se dispone de varios instrumentos (nacionales), como los pagos reembolsables por emisiones, los impuestos al consumo (en lugar de a la producción), los permisos gratuitos, los acuerdos voluntarios o las licencias, etiquetado y provisión de información.

### *Bienes públicos globales y locales mixtos o beneficios ambientales*

Una categoría importante de proyectos tiene beneficios en varios niveles. Por ejemplo, los beneficios locales de la protección forestal incluyen la estabilización del clima, el mantenimiento de la biodiversidad, la protección de las costas, retención de humedad y el detenimiento de la erosión del suelo. Al mismo tiempo, la protección de los bosques arroja beneficios regionales e internacionales (como la captura de carbono). De particular relevancia son los casos donde los beneficios locales no bastarían para lograr la conservación, pero el beneficio total sí. Esta categoría de proyectos socialmente rentables puede ser factible si se encuentran mecanismos para compensar a las economías locales por beneficios globales. Los canjes de deuda por naturaleza, el Fondo Mundial para el Medio Ambiente (GEF) y el Fondo de Carbono son ejemplos (iniciales) de esto.

## Conclusión

Un factor que suele obstaculizar la formulación de políticas en muchos países (sobre todo los más pobres) es la debilidad y la falta de recursos (es decir, no solo financieros

sino también humanos, de capacitación, laboratorios y otras facilidades) en las agencias de protección ambiental o los ministerios encargados de diseñar políticas. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, por ejemplo, cuenta con 6000 empleados, mientras que su homóloga china solo tiene unos 200.

La experiencia demuestra la importancia de priorizar y concentrarse en un número limitado de problemas y en los peores contaminadores. Se deben construir instituciones capaces y libres de nepotismo y corrupción. También es importante formar alianzas con los distintos actores y que la agencia de protección ambiental no sea percibida como un oficial de policía sino como fuente de tecnología y saber-hacer. La disseminación de información y tecnología, el apoyo a la investigación y los servicios de extensión son, además de su inevitable función de control, esenciales para la formulación de políticas.

La fijación de tarifas es un tema álgido. En algunos casos, se pueden utilizar cuotas bajas destinadas a la mitigación, la investigación y el control. La creación de fondos ambientales donde los contaminadores pueden participar puede ayudar a generar aceptación política entre actores regionales o sectoriales que deben sentirse más involucrados que alienados. Con frecuencia, el trabajo ambiental eficaz parte de colaboraciones funcionales. La clarificación de los derechos —con respecto a los recursos, la información y la litigación en caso de daños— puede formar parte integral de una implementación exitosa de las políticas.

En este libro, he tratado de no abusar del término instrumentos “económicos”. De hecho, este término no resulta claro porque la teoría económica a menudo sugiere la superioridad de los instrumentos cuantitativos, informativos o legales. En algunos casos, la opción principal puede ser incluso fortalecer las normas éticas y morales (los incentivos económicos podrían tener el efecto de desplazar los imperativos morales de modo tal que reducen el comportamiento altruista). La formulación de políticas en la vida real pocas veces es una búsqueda neutral del instrumento óptimo para maximizar el bienestar global. Igualmente frecuente es la batalla entre grupos de presión que luchan por su supervivencia, beneficio personal, poder u objetivos ambientales. Es crucial seguir procesos de toma de decisión transparentes, democráticos y factibles desde el punto de vista burocrático para lograr una implementación exitosa de las políticas. Las partes afectadas o interesadas en la legislación deben tener oportunidad de influenciarla en aras de la legitimidad, y como constituyen las mejores fuentes de información, el proceso se debe diseñar para que tengan un incentivo para revelar al menos parte de ella. Por otro lado, las partes no pueden ejercer una influencia demasiado grande si esta conlleva el riesgo de no utilizar instrumentos eficaces para alcanzar metas razonables. Para comprender las políticas del diseño de instrumentos, se debe prestar atención no solo a las propiedades de asignación de los instrumentos sino también a la distribución de los costos resultante entre contaminadores y otros miembros de la sociedad.

Los factores dominantes varían entre caso y caso. Si los costos de mitigación varían considerablemente, la eficiencia dicta que deben usarse mecanismos de mercado como los impuestos y los permisos transables. Este es el argumento clásico a favor de la superioridad del mercado, y si los costos totales son elevados, será un factor importante. Si, por otro lado, los costos del daño son lo suficientemente heterogéneos, entonces los instrumentos más cuantitativos y físicos, como la zonificación, las regulaciones diferenciadas

y las licencias diferenciadas pueden ser más oportunos. Si existen asimetrías importantes en la información, se deben diseñar instrumentos autorreveladores, como los esquemas de depósito-reembolso. Si el carácter de bien público del problema es relevante, la investigación pura y la diseminación de información serán cruciales.

La flexibilidad puede ser esencial frente a complejidades tecnológicas o ecológicas particulares. Los instrumentos de política pueden estar diseñados para separar las decisiones relacionadas con el nivel absoluto de uso del recurso de la asignación de derechos o la distribución de permisos y cuotas. En la pesca, la separación de estos dos aspectos mediante las CIT garantiza que el nivel de captura puede ser delegado a los expertos que pueden tomar decisiones rápidas basadas en evidencia científica sin tener que considerar o renegociar todas las complicaciones políticas que rodean la distribución de los costos y derechos. Valdría la pena considerar este modelo para otras áreas, también. En muchos casos, el poder de los contaminadores es mucho mayor que el de la agencia de protección ambiental. En consecuencia, instrumentos como los impuestos pigouvianos resultan imposibles, mientras que los permisos transables permiten afinar la asignación de los derechos y la distribución de los costos para tornar la política aceptable desde el punto de vista político. De manera similar, las cargas diferenciadas y reembolsables o que ingresan a un fondo ambiental se pueden usar para conseguir la aprobación por parte de contaminadores importantes y a la vez fortalecer las agencias públicas.

La economía ambiental —y el diseño de políticas en particular— es una disciplina académica fascinante, pero también cumple un propósito serio. Los modelos no se crean (solamente) para publicar artículos sino también para lograr una diferencia en la economía real. A veces, la realidad requiere de mucha sofisticación para igualar las complejidades tecnológicas, ecológicas y sociales. Esto no significa que se debe juzgar un instrumento únicamente por su complejidad; tampoco por qué tan bien cumple con algún otro criterio único (como el principio de que el contaminador paga). La prueba final de un instrumento es su efecto. Este efecto es determinado primero por si la política se implementa y segundo por el nivel en el cual se implementa. Un impuesto pigouviano diseñado perfectamente pero demasiado bajo será mucho menos eficiente que otro instrumento que por alguna razón política se pudo fijar en un nivel más alto.

Los problemas venideros ambientales y de recursos son significativos pero no invencibles. Adaptar y desarrollar los principios generales discutidos aquí para alcanzar una economía más sostenible constituye un reto importante. Este proceso debe recibir aportes de la teoría y la experiencia. La evaluación cuidadosa de las políticas nuevas y la comparación de experiencias deben formar parte integral del proceso. Esto requerirá la colaboración no solo entre países sino también entre disciplinas y distintos segmentos de la sociedad. Los investigadores tienen un mensaje muy importante que comunicar y deben aprender a hacerlo de manera visible y práctica para los decisores. Los investigadores debemos ser humildes y prácticos para reconocer que muchos instrumentos de política evolucionan del proceso diario de regulación y negociación más que de los libros de texto.



# Referencias bibliográficas

- Aaltonen, J. 1998. Macroeconomic Instruments for Environmental Management in Developing Countries. Final Report. Helsinki, FI, Ministry for Foreign Affairs of Finland, Unit for Sector Policy and Advice Kyo-32.
- Adams, J. 1997. Environmental Policy and Competitiveness in a Globalised Economy: Conceptual Issues and a Review of the Empirical Evidence. *In* Globalisation and Environment: Preliminary Perspectives. París, FR, Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Adams, M; Motarjemi, Y. 1999. Foodborne Hazards. *In* Basic Food Safety for Health Workers, chapter 2 (en línea). Consultado may. 2002. Disponible en WHO/SDE/PHE/FOS/99.1. [www.who.int/fsf/BasicFoodSafetyforHealthWorker/2.pdf](http://www.who.int/fsf/BasicFoodSafetyforHealthWorker/2.pdf).
- Adar, Z; Griffin, JM. 1992. Uncertainty and the Choice of Pollution Control Instruments. *In* Oates, WE. ed. The Economics of the Environment. International Library of Critical Writings in Economics. Brookfield, VT, US, Edward Elgar. v. 20, p. 132-142.
- ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie). 1998. Taxe Parafiscale sur la Pollution Atmosphérique. Rapport d'Activité 1997. París, FR, ADEME.
- Afsah, S; Blackman, A; Ratananda, D. 2000. How Do Public Disclosure Pollution Control Programs Work? Evidence from Indonesia. Washington, DC, US, Resources for the Future. Discussion Paper 00-44, octubre 2000.
- \_\_\_\_\_; Laplante, B; Makarim, N. 1996. Program-Based Pollution Control Management: The Indonesian PROKASIH Program. Washington, DC, US, World Bank. Policy Research Working Paper 1602.
- \_\_\_\_\_; Vincent, J. 1997. Putting Pressure on Polluters: Indonesia's PROPER Program. A Case Study for the HIID 1997 Asia Environmental Economics Policy Seminar (en línea). March. Cambridge, MA, US, Harvard Institute for International Development. Consultado abr. 2002. Disponible en [www.worldbank.org/nipr/work\\_paper/vincent/](http://www.worldbank.org/nipr/work_paper/vincent/)
- Ahlvik, P; Egeback, KE; Westerholm, R. 1996. Emissionsfaktorer för Fordon Drivna Med Biodrivmedel. Estocolmo, SE, Motortestcenter (MTC) vid AB Svensk Bilprovning.
- Ahmad, E; Stern, NH. 1984. The Theory of Reform and Indian Indirect Taxes. *Journal of Public Economics* 25:259-298.

- Aiken, RS; Leig, CH. 1992. *Vanishing Rainforests: The Ecological Transition in Malaysia*. Oxford, UK, Clarendon Press.
- Akerlof, G. 1970. The Market for Lemons. *Quarterly Journal of Economics* 84:488–500.
- Akimichi, T. 1984. Territorial Regulation in the Small-Scale Fisheries of Itoman, Okinawa. *In* Ruddle, K; Akimichi, T. eds. *Senri Maritime Institutions of the Western Pacific*. Osaka, JP, National Museum of Ethnography. p. 37–87, 89–120. (Ethnological Studies no. 17).
- Albrecht, J. 1998. Environmental Regulation, Comparative Advantage and the Porter Hypothesis (en línea). Milán, IT, FEEM. Consultado abr. 2002. Disponible en [www.feem.it/web/attiv/\\_wp.html](http://www.feem.it/web/attiv/_wp.html). (Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM) Working Paper 59/98).
- Alemu, T. 1999. *Land Tenure and Soil Conservation: Evidence from Ethiopia*. Tesis de Ph.D. Gotemburgo, SE, Department of Economics, University of Gothenburg.
- All Africa. 2000. A Fitting Reward for Asmal's Water Effort (Editorial) (en línea). March. Consultado abr. 2002. Disponible en [allafrica.com/stories/200003240227.html](http://allafrica.com/stories/200003240227.html).
- Almeida, R; Cervantes, J; Dutt, G; Garcia, L; Garza, JF; Joaquin, R; Juarez, C; Martinez, M; Masera, O; Sheinbaum, C. 1989. *Energy Use Patterns and Social Differences: A Mexican Village Case Study*. Ottawa, Ontario, CA, International Development Research Centre. (Manuscript Report 215e).
- Amacher, G; Brazee, R; Witvliet, M. 2001. Royalty Systems, Government Revenues; Forest Condition: An Application from Malaysia. *Land Economics* 77(2):300–313.
- \_\_\_\_\_. 1996. Bargaining in Environmental Regulation and the Ideal Regulator. *Journal of Environmental Economics and Management* 30:233–253.
- \_\_\_\_\_. 1998. Instrument Choice When Regulators and Firms Bargain. *Journal of Environmental Economics and Management* 35:225–241.
- \_\_\_\_\_. 2001. Forest Policies and Many Governments. *Forest Science* 48(1):146–158.
- \_\_\_\_\_; Malik, A. 1996. Bargaining in Environmental Regulation and the Ideal Regulator. *Journal of Environmental Economics and Management* 30:233–253.
- \_\_\_\_\_; Malik, A. 1998a. Instrument Choice When Regulators and Firms Bargain. *Journal of Environmental Economics and Management* 35:225–241.
- \_\_\_\_\_; Malik, A. 1998b. Taxes versus Standards When Technology Choice Is Endogenous. *Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists* (8, Tilburg, NL).
- Andersen, R. 1976. The Small Island Society and Coastal Resource Management: The Bermudan Experience. *In* Johnston, DM. ed. *Marine Policy and the Coastal Community*. Londres, UK, Croom Helm. p. 255–277.
- \_\_\_\_\_. 1979. Public and Private Access Management in Newfoundland Fishing. *In* Andersen, R. ed. *North Atlantic Maritime Cultures*. La Haya, NE, Mouton. p. 299–336.
- Anderson, D. 1990. *Environmental Policy and the Public Revenue in Developing Countries*. Washington, DC, US, World Bank. (Environment Working Paper no. 36).
- Anderson, G; Zyllicz, T. 1996. *The Role of Environmental Funds in Environmental Policies of Central and Eastern European Countries*. Cambridge, MA, US, Harvard Institute for International Development, International Environment Program. (Environment Reprint Series, no. 3, abril).
- Anderson, K. 1998. Agricultural Trade Reforms, Research Initiatives; the Environment. *In* Luntz, E. ed. *Agriculture and the Environment*. Washington, DC, US, World Bank. p. 71–83.
- Andersson, J. 1995. *Marine Resource Use in the Proposed Mafia Island Marine Park*. Gotemburgo, SE, University of Gothenburg, Department of Economics, Unit for Environmental Economics.

- \_\_\_\_\_; Ngazi, Z. 1995. Marine Resource Use and the Establishment of a Marine Park: Mafia Island Tanzania. *Ambio* 24(7-8):475-481.
- \_\_\_\_\_; Sterner, T. 1998. Private Protection of the Marine Environment: Tanzania, a Case Study. *Ambio* 27(8):768-771.
- Ando, A.; McConnell, V.; Harrington, W. 2000. Costs, Emissions, Reductions, Vehicle Repair: Evidence from Arizona. *Journal of the Air and Waste Management Association* 50:509-521.
- Andréasson-Gren, IM. 1990. Costs for Reducing Farmers' Use of Nitrogen in Gotland, Sweden. *Ecological Economics* 2:287-299.
- \_\_\_\_\_. 1991. Costs for Nitrogen Source Reduction in a Eutrophied Bay. In Folke, C.; Kåberger, T. eds. *Linking the Natural Environment and the Economy: Essays from the Eco-Eco Group*. Dordrecht, NE, Kluwer Academic.
- \_\_\_\_\_. 1992. Profits from Violating Controls on the Use of a Polluting Input. *Environmental and Resource Economics* 2:459-468.
- AQMD (South Coast Air Quality Management District). 1996. CUT-SMOG Smoking Vehicle Program website (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [ozone.aqmd.gov/smog/cutsmog.html](http://ozone.aqmd.gov/smog/cutsmog.html).
- Arnason, R. 1996. On the Individual Transferable Quota Fisheries Management System in Iceland. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6(1):63-90.
- \_\_\_\_\_; Hannesson, R.; Schrank, WE. 2000. Costs of Fisheries Management: The Cases of Iceland, Norway; Newfoundland. *Marine Policy* 24:233-243.
- Arntzen, J. 1995. Economic Instruments for Sustainable Resource Management: The Case of Botswana's Water Resources. *Ambio* 24(6):335-342.
- \_\_\_\_\_. 1996. Ecological Change and Distribution in Southern African Rangelands. *Journal of Income Distribution* 6(2):305-326.
- Arora, S.; Cason, TN. 1994. A Voluntary Approach to Environmental Regulation: The 33/50 Program. Summer. Washington, DC, US, Resources for the Future.
- Arrhenius, S. 1896. On the Influence of Carbonic Acid in the Air upon the Temperature of the Ground. *The London, Dublin and Edinburgh Philosophical Magazine and Journal of Science* 5th series (April):237-276.
- Arrow, K. 1970. *Essays in the Theory of Risk-Bearing*. Amsterdam, NE, North-Holland.
- \_\_\_\_\_; Daily, G.; Dasgupta, P.; Levin, S.; Mäler, KG; Maskin, E.; Starrett, D.; Sterner, T.; Tietenberg, T. 2000. *Managing Ecosystem Resources*. *Environmental Science and Technology* 34:1401-1406.
- Arrow, KJ. 1951. *Social Choice and Individual Values*. Nueva York, NY, US, John Wiley & Sons.
- Arrow, KJ; Kurz, M. 1970. *Public Investment, the Rate of Return and Optimal Fiscal Policy*. Baltimore, MD, US, John Hopkins University Press.
- Atkinson, AB; Stiglitz, JE. 1972. The Structure of Indirect Taxation and Economic Efficiency. *Journal of Public Economics* 1:97-119.
- \_\_\_\_\_. 1980. *Lectures on Public Economics*. New York, NY, US, McGraw-Hill.
- Ayward, B; Bishop, J; Barbier, EB; Burgess, JC. 1994. *The Economics of the Tropical Timber Trade*. Londres, UK, US, Earthscan Publishers.
- Azar, C.; Holmberg, J; Lindgren, K. 1995. Stability Analysis of Harvesting in a Predator-Prey Model. *Journal of Theoretical Biology* 174:13-19.
- \_\_\_\_\_. 1996. Socio-Ecological Indicators for Sustainability. *Ecological Economics* 18:89-112.

- \_\_\_\_\_.; Schneider, S. 2001. Are Uncertainties in Climate and Energy Systems a Justification for Stronger Near Term Mitigation Policies? Draft Paper. Octubre. Washington, DC, US, Pew Center on Climate Change.
- Baca, KA. 1993. Property Rights in Outer Space. *Journal of Air Law and Commerce* 58(4):1041.
- Baines, G. 1982. Coastal Resource Use and Management in Asia and the Pacific. *In* Soysa, C; Sien, CL; Collier, WL. eds. *Man, Land; Sea: Coastal Resource Use and Management in Asia and the Pacific*. Bangkok, TH, The Agricultural Development Council. p. 189–198.
- Ballard, J-M; Plateau, JP. 1996. Halting Degradation of Natural Resources: Is There a Role for Rural Communities? Oxford, UK, Clarendon Press.
- Baltagi, BH; Griffin, JM. 1983. Gasoline Demand in the OECD: An Application of Pooling and Testing Procedures. *European Economic Review* 22(2):117–137.
- Barbier, EB; Burgess, JC. 1997. The Economics of Tropical Forest Land Use. *Land Economics* 73(2):174–196.
- Barrett, S. 1997. Towards a Theory of International Environmental Cooperation. *In* Carraro, C; Siniscalco, D. eds. *New Directions in the Economic Theory of the Environment*. Cambridge, NY, US, Cambridge University Press. p. 239–80.
- \_\_\_\_\_. 2000. Trade and Environment: Local versus Multilateral Reforms. *Environment and Development Economics* 5(4):349–359.
- \_\_\_\_\_. *Environment and Statecraft: The Strategy of Environmental Treaty-Making*. Oxford, UK Oxford University Press. *En preparación*.
- Batkin, KM. 1996. New Zealand's Quota Management System: A Solution to the United States' Federal Fisheries Management Crisis? *Natural Resources Journal* 36(4):855–880.
- Baumol, WJ; Oates, WE. 1988. *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- Becker, G. 1983. A Theory of Competition among Pressure Groups for Political Influence. *Quarterly Journal of Economics* 98:371–400.
- \_\_\_\_\_.; Murphy, KM. 1988. A Theory of Rational Addiction. *Journal of Political Economy* 96(4):675–700.
- Bečváč, J; Kokine, M. (eds.). 1998. Role of Economic Instruments in Integrating Environmental Policy with Sectoral Policies. Taller organizado por UN/ECE y la Organisation for Economic Co-operation and Development (oct. 8–10, 1997, República Checa). *Proceedings*. New York, NY, US, United Nations.
- Bemelmans-Videc, ML; Rist, RC; Vedung, E. (eds.). 1998. *Carrots, Sticks, and Sermons: Policy Instruments and Their Evaluation*. New Brunswick, NJ, US, Transaction.
- Bennulf, M; Biel, A; Fransson, N; Polk, M. 1998. *Bilismen och Miljön: Attityder och Attitydbildning*. KFB Rapport 1998:4. Estocolmo, SE, KFB (The Swedish Transport and Communications Research Board).
- Bergland, H; Pedersen, PA. 1997. Catch Regulation and Accident Risk: The Moral Hazard of Fisheries' Management. *Marine Resource Economics* 12(4):281–292.
- Berkes, F. 1977. Fishery Resource Use in a Subarctic Indian Community. *Human Ecology* 5:289–307.
- \_\_\_\_\_. 1985. Fishermen and the Tragedy of the Commons. *Environmental Conservation* 12(3):199–206.
- \_\_\_\_\_. 1986. Local-Level Management and the Commons Problem: A Comparative Study of Turkish Coastal Fisheries. *Marine Policy* 10:215–229.

- \_\_\_\_\_; Shaw, A. 1986. Ecologically Sustainable Development: A Caribbean Fisheries Case Study. *Canadian Journal of Development Studies* 7:175–196.
- Berry, RA; Cline, WR. 1979. *Agrarian Structure and Productivity in Developing Countries*. Ginebra, Suiza, International Labour Organisation.
- Beukering, P. 2001. *International Trade, Recycling, and the Environment: An Empirical Analysis*. Amsterdam, NE, Kluwer Academic Publishers.
- Beukering, P; Sehker, M; Gerlagh, R; Kumar, V. 1999. *Analysing Urban Solid Waste in Developing Countries: a Perspective on Bangalore, India*. Londres, UK, CREED/ IIED, International Institute for Environment and Development. (CREED Working Paper No. 24).
- BGS (British Geological Survey). 2001. News Release: Bangladesh Claims against the British Geological Survey (en línea). Consultado mar. 2002. Disponible en [www.bgs.ac.uk/scripts/news/view\\_news.cfm?id=116](http://www.bgs.ac.uk/scripts/news/view_news.cfm?id=116).
- Bhattarai, R. 2000. *Economics of Municipal Solid Waste Management and Health: A Case of Kathmandu Metropolitan City*. Artículo presentado en el Research Meeting and Training Workshop (Dhulikhel Mountain Resort, Dhulikhel, Nepal, sept. 21–24, 2000).
- Binswanger, HP. 1991. Brazilian Policies that Encourage Deforestation in the Amazon. *World Development* 19(7):821–829.
- \_\_\_\_\_; Deininger, K. 1997. Explaining Agricultural and Agrarian Policies in Developing Countries. *Journal of Economic Literature* 35:1958–2005.
- \_\_\_\_\_; Deininger, K; Feder, G. 1995. Power, Distortions, Revolt, and Reform in Agricultural Land Relations. *In* Behrman, J; Srinivasan, TN. eds. *Handbook of Development Economics*. Amsterdam, NE, North-Holland. v. 3B.
- \_\_\_\_\_; Holden, ST. 1998. Small-Farmer Decisionmaking, Market Imperfections; Natural Resource Management in Developing Countries. *In* Lutz, E. ed. *Agriculture and the Environment*. Washington, DC, US, World Bank. p. 50–71.
- \_\_\_\_\_; Rosenzweig, MR. 1986. Behavioral and Material Determinants of Production Relations in Agriculture. *Journal of Development Studies* 22(3):503–539.
- Bizer, K; Jülich, R. 1999. Voluntary Agreements: Trick or Treat? *European Environment* 9(2):59–66.
- Bjoerner, TB; Jensen, HH. 2000. Voluntary Agreements, Investment Subsidies or Taxes? An Econometric Evaluation of Their Effect on Energy Use in Danish Industry. Artículo presentado en la 10th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resources Economists (EAERE). Rethymnon, Crete.
- Blackman, A; Bannister, GJ. 1998. Community Pressure and Clean Technology in the Informal Sector: An Econometric Analysis of the Adoption of Propane by Traditional Mexican Brickmakers. *Journal of Environmental Economics and Management* 35:1–21.
- \_\_\_\_\_; Harrington, W. 2000. The Use of Economic Incentives in Developing Countries: Lessons from International Experience with Industrial Air Pollution. *Journal of Environment and Development* 9(1):5–44.
- \_\_\_\_\_; Larson, BA. 1997. *Controlling Pollution in Transition Economies*. Cheltenham, UK, Edward Elgar.
- Bluffstone, R. 1999. Do Pollution Charges Reduce Pollution in Lithuania? *In* Sterner, T. ed. *The Market and the Environment: The Effectiveness of Market-Based Policy Instruments for Environmental Reform*. Cheltenham, UK, Edward Elgar.

- \_\_\_\_\_.; Panayotou, T. 2000. Environmental Liability and Privatisation in Central and Eastern Europe. *Environmental and Resource Economics* 17(4):335–352.
- BMF (Bundeministerium der Finanzen). 2002. Gesetzes- und Verordnungstexte zum Mineralöl- und Stromsteuerrecht (en línea). Consultado mar. 2002. Disponible en [www.bundesfinanzministerium.de/Gesetzes- und-Verordnungstexte-.733.htm](http://www.bundesfinanzministerium.de/Gesetzes- und-Verordnungstexte-.733.htm).
- Bohm, P. 1981. *Deposit–Refund Systems: Theory and Applications to Environmental, Conservation; Consumer Policy*. Baltimore, MD, US, Johns Hopkins University Press for Resources for the Future.
- \_\_\_\_\_. 1999. An Emission Quota Trade Experiment among Four Nordic Countries. *In* Sorrell, S; Skea, J. eds. *Pollution for Sale: Emissions Trading and Joint Implementation*. Cheltenham, UK, Edward Elgar.
- \_\_\_\_\_. 2000. International Greenhouse Gas Emission Trading—with Special Reference to the Kyoto Protocol. *In* Carraro, C. ed. *Efficiency and Equity of Climate Change*. Dordrecht, NE, Kluwer Academic.
- Bohm, P; Russell, CS. 1985. Comparative Analysis of Alternative Policy Instruments. *In* *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam, NE, North-Holland. v. 1, p. 395–460. (Handbooks in Economics Series, no. 6).
- \_\_\_\_\_. 1997. Comparative Analysis of Alternative Policy Instruments. *In* *The Economics of Environmental Protection: Theory and Demand Revelation*. Cheltenham, UK, Edward Elgar. p. 48–113.
- Bokobo Moiche, S. 2000. *Gravámenes e Incentivos Fiscales Ambientales*. Madrid, ES, Ediciones Civitas.
- Bonato, D; Schmutzler, A. 2000. When Do Firms Benefit from Environmental Regulations? A Simple Macroeconomic Approach to the Porter Controversy. *Swiss Journal of Economics and Statistics* 136(4):513–530.
- Bond, I. 1993. *The Economics of Wildlife and Land-Use in Zimbabwe: An Examination of Current Knowledge and Issues*. Harare, ZW, World Wildlife Fund. (Project Paper no. 36).
- Bonilla–Chacin, M; Hammer, JS. 1999. Life and Death among the Poorest. Artículo presentado en el World Bank Economists' Forum. Mayo 3–4, Washington, DC, US.
- Borenstein, S. 1993. Price Incentives for Fuel Switching: Did Price Differences Slow the Phase-Out of Leaded Gasoline? Davis, CA, US, University of California–Davis, Department of Economics. (Working Paper Series no. 93–8).
- Boserup, E. 1965. *The Conditions of Agricultural Growth: The Economics of Agrarian Change under Population Pressure*. Londres, UK, Earthscan Publications.
- Bovenberg, AL; Goulder, LH. 1996. Optimal Environmental Taxation in the Presence of Other Taxes: General-Equilibrium Analyses. *American Economic Review* 86(4):985–1000.
- Boyd, J; Krupnick, AJ; Mazurek, J. 1998. Intel's XL Permit: A Framework for Evaluation. Washington, DC, US, Resources for the Future. (Discussion Paper 98/11).
- Boyd, R; Hyde, W. 1989. *Forestry Sector Intervention: The Impacts of Public Regulation on Social Welfare*. Ames, IA, US, Iowa State University Press. Caps. 2 y 3.
- Boyer, M; Laffont, J-J. 1996. *Toward a Political Theory of Environmental Policy*. Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM) Note di Lavoro 56/96. Milán, IT, FEEM. (Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM) Note di Lavoro 56/96).
- \_\_\_\_\_. 1997. Environmental Risks and Bank Liability. *European Economic Review* 41(8):1427–1459.

- Braatz, S. 1992. *Conserving Biological Diversity, A Strategy for Protected Areas in the Asia-Pacific Region*. Washington, DC, US, International Bank for Reconstruction and Development/World Bank. (Technical Paper no. 193).
- Brännlund, R.; Hetemäki, L.; Kriström, B.; Romstad, E. 1996. *Command and Control with a Gentle Hand: The Nordic Experience*. Umeå, SE, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Economics. (Research Report 115).
- Breen, PA; Kendrick, TH. 1997. *A Fisheries Management Success Story: The Gisborne, New Zealand, Fishery for Red Rock Lobsters (*Jasus edwardsii*)*. *Marine and Freshwater Research* 48(8):1103–1110.
- Brill, E; Hochman, E; Zilberman, D. 1997. *Allocation and Pricing at the Water District Level*. *American Journal of Agricultural Economics* 79(3):952–963.
- Bromley, DW. 1991. *Environment and Economy: Property Rights and Public Policy*. Oxford, UK, Blackwell.
- Brown, G; Layton, D. 1996. *Resistance Economics: Social Cost and Evolution of Antibiotics Resistance*. *Environment and Development Economics* 3(2):349–355.
- \_\_\_\_\_.; J. Roughgarden. 1997. *A Metapopulation Model with Private Property and a Common Pool*. *Ecological Economics* 22:65–71.
- \_\_\_\_\_. 2000. *Renewable Natural Resources Management and Use without Markets*. *Journal of Economic Literature* 38:875–914.
- Brunekreef, B. 1986. *Childhood Exposure to Environmental Lead*. Londres, UK, University of London, King's College. (Monitoring and Assessment Research Centre Report no. 34).
- Bryant, D; Nielson, D; Tangley, L. 1997. *The Last Frontier Forests: Ecosystems and Economies on the Edge*. Washington, DC, US, World Resources Institute.
- Buchanan, J; Tullock, G. 1962. *The Calculus of Consent: Logical Foundations of Constitutional Democracy*. Ann Arbor, MI, US, University of Michigan Press.
- \_\_\_\_\_. 1965. *An Economic Theory of Clubs*. *Economica* 32:1–14.
- Bundesamt für Güterverkehr. 2002. *Bundesamt für Güterverkehr home page* (en línea). Consultado mar. 2002. Disponible en [www.bag.bund.de/](http://www.bag.bund.de/)
- Burgess, JC; Barbier, EB. 1999. *Tenure Insecurity and Tropical Deforestation*. York, UK, University of York. (Working Paper).
- Burtraw, D. 1998a. *Appraisal of the SO<sub>2</sub> Cap-and-Trade Market*. Artículo presentado en el University of Illinois at Chicago Workshop on Market-Based Approaches to Environmental Policy, June 19, Federal Reserve Bank of Chicago, Chicago, IL.
- \_\_\_\_\_. 1998b. *Cost Savings, Market Performance; Economic Benefits of the U.S. Acid Rain Program*. Washington, DC, US, Resources for the Future. (Discussion Paper 98-28-REV).
- \_\_\_\_\_.; Mansur, E. 1999. *The Environmental Effects of SO<sub>2</sub> Trading and Banking*. *Environmental Science and Technology* 33(20):3489–3494.
- Button, KJ; Verhoef, ET (eds.). 1997. *Road Pricing, Traffic Congestion and the Environment: Issues of Efficiency and Social Feasibility*. Aldershot, Hampshire, UK, Edward Elgar.
- Byström, O; Bromley, DW. 1998. *Contracting for Nonpoint-Source Pollution Abatement*. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 23(1):39–54.
- Calthrop, E; Proost, S. 1998. *Road Transport Externalities: Interaction between Theory and Empirical Research*. *Environmental and Resource Economics* 11(3-4):335–348.

- \_\_\_\_\_; Proost, S; Van Dender, K. 2000. Optimal Urban Road Tolls in the Presence of Distortionary Taxes. Artículo presentado en el 10th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resources Economists (EAERE). Rethymnon, Crete.
- Canard, NE 1801. Principes d'Economie Politiques. París, FR, Chez F. Boisson.
- Carlson, C; Burtraw, D; Cropper, M; Palmer, K. 2000. SO<sub>2</sub> Control by Electric Utilities: What Are the Gains from Trade? *Journal of Political Economy* 108(6):1292–1326.
- Carlsson, F. 1999. Essays on Externalities and Transport. Gotemburgo, SE, University of Gothenburg, Department of Economics.
- \_\_\_\_\_. 2000. Environmental Taxation and Strategic Commitment in Duopoly Models. *Environmental and Resource Economics* 15:24–56.
- \_\_\_\_\_; Lundström, S. 2000. Political and Economic Freedom and the Environment: The Case of CO<sub>2</sub> Emissions. Gotemburgo, SE, University of Gothenburg, Department of Economics. (Working Paper in Economics no. 29).
- Carraro, C. 1987. Policy Instruments and Coalitions in International Games. *Ricerche Economiche* 41(3–4):293–314.
- \_\_\_\_\_; Siniscalco, D. 1997. International Environmental Agreements: Incentives and Political Economy. Milán, IT, Fondazione Eni Enrico Mattei. (Nota di Lavoro 96/97).
- \_\_\_\_\_; Leveque, F. 1999. Voluntary Approaches in Environmental Policy. Londres, UK, Kluwer Academic. (Fondazione Eni Enrico Mattei Series on Economics, Energy and Environment, vol. 14).
- Carson, R.L. 1950. *The Sea Around Us*. New York, NY, US, Mentor Books, Oxford University Press.
- \_\_\_\_\_. 1962. *Silent Spring*. Greenwich, CT, US, Crest Books, Faucett Publications.
- Casey, K; Dewees, C; Turis, B; Wilen, J. 1995. The Effects of Individual Vessel Quotas in the British Columbia Fishery. *Marine Resource Economics* 10:211–230.
- Cason, T. 1995. An Experimental Investigation of the Seller Incentives in the EPA's Emission Trading Auction. *American Economic Review* 85(1, September):905–922.
- CAVA (Concerted Action on Voluntary Agreements). 2002. The European research network on voluntary approaches, funded in the framework of the Environment and Climate programme of DG XII of the European Commission (en línea). Coordinated by CERNA. Consultado sept. 2002. Disponible en <http://www.cerna.ensmp.fr/Progeuropeens/CAVA/Index.html>.
- CDC (Centers for Disease Control). 1991. Strategic Plan for the Elimination of Childhood Lead Poisoning. Washington, DC, US, U.S. Department of Health and Human Services.
- Cheung, SNS. 1969. *The Theory of Share Tendency*. Chicago, IL, Chicago University Press.
- Child, B; Ward, S; Tavengwa, T. 1997. Zimbabwe's CAMPFIRE Programme: Natural Resource Management by the People. World Conservation Union—Regional Office for Southern Africa (IUCN-ROSA) Environmental Issues Series, no. 2. Harare, ZW, IUCN-ROSA.
- Chomitz, KM. 2000. Comunicación personal al autor por Kenneth M. Chomitz, Development Research Group, World Bank. Noviembre 1.
- \_\_\_\_\_; Griffiths, C. 2001. An Economic Analysis and Simulation of Woodfuel Management in the Sahel. *Environmental and Resource Economics* 19(3):285–304.
- Chopra, K. 1991. Participatory Institutions: The Context of Common and Private Property Resources. *Environmental and Resource Economics* 1(4):353–372.
- \_\_\_\_\_. 1998. Environmental Degradation and Population Movements: Hypotheses and Evidence from Rajasthan (India). *Environment and Development Economics* 3(1):35–57.
- Christy, FT. 1973. Fisherman Quotas: A Tentative Suggestion for Domestic Management. Honolulu, Hawaii, US, Law of Sea Institute. (Occasional Paper no. 19).



- Chua, S; Fredriksson, P. 1998. The Impact of North American Eco-Labeling on Developing Country Trade. Memo. August. Washington, DC, US, World Bank Environment Department.
- City of New York. 2002. Department of Environmental Protection, New York City's Water Supply System (en línea). Consultado sept. 2002. Disponible en <http://NYC.gov/html/dep/html/fadplan.html>
- Clark, CW. 1990. *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources* 2 ed. New York, NY, US, John Wiley & Sons.
- Clark, J; Cole, DH (eds.). 1998. *Environmental Protection in Transition: Economic, Legal and Socio-Political Perspectives on Poland*. Aldershot, Hampshire, UK, Ashgate.
- Clarke, FH; Munro, GR. 1987. Coastal States, Distant Water Fishing Nations; Extended Jurisdiction: A Principal-Agent Analysis. *Natural Resource Modeling* 2:81-107.
- Clarke, T. 2001. Bangladeshis To Sue over Arsenic Poisoning: Up to 75 Million at Risk from Tainted Water (en línea). *Nature*, October 11. Consultado abr. 2002. Disponible en [www.nature.com/nsu/011011/011011-14.html](http://www.nature.com/nsu/011011/011011-14.html)
- Cleaver, K; Schreiber, G. 1994. *Reversing the Spiral: the Population, Agriculture and Environment Nexus in Sub-Saharan Africa*. Washington, DC, US, World Bank.
- Climate Strategies. 2002. Climate Strategies Network home page (en línea). Consultado mar. 2002. Disponible en [www.climate-strategies.org/](http://www.climate-strategies.org/)
- Coase, R. 1960. The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics* 3:1-44.
- Cohen, FS. 1954. Dialogue on Private Property. *Rutgers Law Review* IX:357-387.
- Cohen, Y. 1987. A Review of Harvest Theory and Applications of Optimal Control Theory in Fisheries Management. *Canadian Journal of Fish Aquatic Science* 44(2):75-83.
- Cole, JJ; Lovett, G; Findlay, SG. 1991. *Comparative Analysis of Ecosystems*. Berlín, DE, Springer-Verlag.
- Collinge, RA; Oates, WE. 1980. Efficiency in Pollution Control in the Short and the Long Run: A System of Rental Emission Permits. *Canadian Journal of Economics* 15(2):346-354.
- Comisión Federal de Electricidad. 1994. Tarifas. Ciudad de México, MX, Comisión Federal de Electricidad.
- Conrad, JM; Adu-Asamoah, R. 1986. Single and Multispecies Systems: The Case of Tuna in the Eastern Tropical Atlantic. *Journal of Environmental Economics and Management* 3:50-68.
- \_\_\_\_\_. 1999. *Resource Economics*. Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- Conradie, B; Goldin, J; Leiman, A; Standish, B; Visser, M. 2001. Competition Policy and Privatisation in the South African Water Industry. Rondebosch, Sudáfrica, University of Cape Town. (Development Policy Research Unit (DPRU) Working Paper 01/48).
- Convery, F. 2001. Emissions Trading and Environmental Policy in Europe. Artículo presentado en la conferencia pre-cumbre Knowledge and Learning for a Sustainable Society, Climate and Global Justice Session. June 12-14. Gotemburgo, SE, University of Gothenburg.
- Convery, F; Katz, R. 2001. Air Emissions Trading in Chile (Santiago Metropolitan Region), Case Study in the Design and Use of Market-Based Instruments for Environmental Policy. Draft 4. Dublin, IE, University College.
- Copes, P. 1986. A Critical Review of the Individual Quota as a Device in Fisheries Management. *Land Economics* 62(3):278-291.
- Cordell, J. 1978. Carrying Capacity Analysis of Fixed-Territorial Fishing. *Ethnology* 17:1-24.
- \_\_\_\_\_. 1984. Defending Customary Inshore Sea Rights. In Ruddle, K; Akimichi, T. eds. *Maritime Institutions in the Western Pacific*. Osaka, JA, National Museum of Ethnography. p. 301-326. (Senri Ethnological Studies no. 17).

- CORNARE (Corporación Autónoma Regional del Rionegro-Nare). 2001. Tasas redistributivas: Informe de avance de la meta regional, Noveno Semestre. (Abril-Septiembre 2001) (en línea). El Santuario, CO. Consultado sept. 2002. Disponible en <http://www.cornare.gov.co/tasar.htm>
- Coronado, H. 2001. Determinantes del Desempeño y la Inversión Ambiental en la Industria. Tesis Mag. Sc. Bogotá, CO, Universidad de los Andes.
- Court of Justice. 1998. Excise Duty on Electricity. C-213/96. April 2. Kirschberg, Luxembourg, Court of Justice of the European Community.
- CPTEC (Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos). 2002. Queimadas no Brasil (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [www.cptec.inpe.br/products/queimadas/queimap.html](http://www.cptec.inpe.br/products/queimadas/queimap.html)
- Crocker, TD; Wolozin, H. 1966. The Structuring of Atmospheric Pollution Control Systems. *In* The Economics of Air Pollution, edited by Wolozin, H. New York, NY, US, W.W. Norton. p. 61-86.
- Dahl, C; Sterner, T. 1991a. A Survey of Econometric Gasoline Demand Elasticities. *International Journal of Energy Systems* 11(2):53-76.
- \_\_\_\_\_. 1991b. Analysing Gasoline Demand Elasticities: A Survey. *Energy Economics* 13(3):203-210.
- Dahlberg, M; Johansson, E. 2000. On the Vote Purchasing Behaviour of Incumbent Governments. Working Paper. Uppsala, SE, University of Uppsala, Department of Economics.
- Dales, JH. 1968a. Land, Water and Ownership. *Canadian Journal of Economics* 1:791-804.
- \_\_\_\_\_. 1968b. Pollution, Property and Prices. Toronto, CA, University of Toronto Press.
- Dasgupta, S; Marglin, S; Sen, A. 1972. Guidelines for Project Evaluation. New York, NY, US, United Nations.
- \_\_\_\_\_; Heal, GM. 1979. *Economic Theory and Exhaustible Resources*. Welwyn, UK, James Nisbet and Cambridge University Press.
- \_\_\_\_\_; Hammond, P; Maskin, E. 1979. The Implementation of Social Choice Rules: Some General Results in Incentive Compatibility. *Review of Economic Studies* 46:185-216.
- \_\_\_\_\_. 1980. On Imperfect Information and Optimal Pollution Control. *Review of Economic Studies* 52:173-192.
- \_\_\_\_\_. 1982. *The Control of Resources*. Oxford, UK, Basil Blackwell.
- \_\_\_\_\_. 1993. *An Inquiry into Well-Being and Destitution*. Oxford, UK, Oxford University Press.
- \_\_\_\_\_; Mäler, K-G. 1995. Poverty, Institutions and the Environmental Resource Base. *In* Behrman, J; Srinivasan, TN. eds. *Handbook of Development Economics*. Amsterdam, NE, North-Holland. v. 3.
- \_\_\_\_\_; Wheeler, D. 1997. Citizen Complaints as Environmental Indicators: Evidence from China. World Bank Policy Research Working Paper no. 1704. Washington, DC: World Bank.
- \_\_\_\_\_. 2000. Net National Product, Wealth; Social Well-Being. *Environment and Development Economics* 5(1-2):69-93.
- \_\_\_\_\_. 2000. Population and Resources: An Exploration of Reproductive and Environmental Externalities. *Population and Development Review* 26(4):643-689.
- \_\_\_\_\_; Hettige, H; Wheeler, D. 2000. What Improves Environmental Compliance? Evidence from Mexican Industry. *Journal of Environmental Economics and Management* 39(1):39-66.
- Davis, A. 1983. Property Rights and Access Management in the Small-Boat Fishery: A Case-Study from Southwest Nova Scotia. Artículo presentado en la Learned Societies Conference. Vancouver, BC, CA.
- Davis, C; Mazurek, L. 1998. *Pollution Control in the United States: Evaluating the System*. Washington, DC, US, Resources for the Future.

- Davis, D; Tisdell, CA. 1995. Recreational Scuba Diving and Carrying Capacity in Marine Protected Areas. *Ocean and Coastal Management* 26(1):19–40.
- \_\_\_\_\_. 1996. *Valuing Outdoor Recreational Sites: A New Approach*. Discussion Paper. Brisbane, Queensland, AU, University of Queensland, Department of Economics.
- Davis, L; Johnson, N. 1987. *Forest Management*. New York, NY, US, McGraw-Hill.
- Deacon, R. 1996. *Economic Aspects of Forest Policy in Lithuania*. Cambridge, MA, US, Harvard Institute for International Development. (Environment Discussion Paper 1996:13).
- \_\_\_\_\_; Murphy, P. 1997. The Structure of an Environmental Transaction: The Debt- for-Nature Swap. *Land Economics* 73(1):1–24.
- De Borger, B; Mayeres, I; Proost, S; Wouters, S. 1996. Optimal Pricing of Urban Transport: A Simulation Exercise for Belgium. *Journal of Transport Economics and Policy* 30: 31–54.
- Debreu, G. 1951. The Coefficient of Resource Utilisation. *Econometrica* 19: 273–292.
- Deininger, K; Minte, B. 1996. *Poverty, Policies and Deforestation: The Case of Mexico*. Washington, DC, US, World Bank, Policy Research Department. (Working Paper no. 5).
- \_\_\_\_\_; Binswanger, H. 1999. The Evolution of the World Bank's Land Policy: Principles, Experience; Future Challenges. *World Bank Research Observer* 14(2):247– 276.
- De Mattos, L; Willquist, P. 1999. *Savings Using a GPS Based Logistics System in a Truck Fleet*. Master's thesis 99:03. Gotemburgo, SE, Chalmers University of Technology.
- DEPA (Danish Environmental Protection Agency). 1998. *UN/ECE Task Force to Phase Out Leaded Petrol in Europe: Main Report*. Copenhagen, DK, DEPA.
- Deutscher Bundestag. 1998. *Gesetzentwurf der Fraktionen SPD und Bündnis 90/die Grünen*. Drucksache 14/40, Nov. 17. Bonn, DE, Deutscher Bundestag.
- \_\_\_\_\_. 1999. *Gesetz zum Einstieg in die ökologische Steuerreform*. Bonn, DE Bürgerliches Gesetzbuch. p. 378.
- Diamond, PA; Mirrlees, JA. 1971a. Optimal Taxation and Public Production 1: Production Efficiency. *American Economic Review* 61:8–27.
- \_\_\_\_\_; Mirrlees, JA. 1971b. Optimal Taxation and Public Production 2: Tax Rules. *American Economic Review* 61:261–278.
- DieselNet. 2002. *Emissions Standards: European Union—Heavy-Duty Diesel Truck and Bus Engines* (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [www.dieselnets.com/standards/eu/hd.html](http://www.dieselnets.com/standards/eu/hd.html)
- Dijkstra, BR. 1999. *The Political Economy of Environmental Policy: A Public Choice Approach to Market Instruments*. Cheltenham, UK, Edward Elgar.
- Dinda, S; Coondoo, D; Pal, M. 2000. *Air Quality and Economic Growth: An Empirical Study*. *Ecological Economics* 34:409–423.
- Dixon, JA; Sherman, PB. 1990. *Economics of Protected Areas: A New Look at Benefits and Costs*. Washington, DC, US, Island Press, East West Center.
- \_\_\_\_\_; Howe, CW. 1993. Inefficiencies in Water Project Design and Operation in the Third World: An Economic Perspective. *Water Resources Research* 29(7):1889–1894.
- Dobkins, BE. 1959. *The Spanish Element in Texas Water Law*. Austin, TX, US, University of Texas.
- Dosi, C; Tomasi, T. (eds.). 1994. *Nonpoint Source Pollution Regulation: Issues and Analysis*. Dordrecht, NE, Kluwer Academic.
- Durrenberger, EP; Palsson, G. 1987. Ownership at Sea: Fishing Territories and Access to Sea Resources. *American Ethnologist* 14:508–522.

- Ebert, U; von dem Hagen, O. 1998. Pigouvian Taxes under Imperfect Competition if Consumption Depends on Emissions. *Environmental and Resource Economics* 12(4):507–513.
- EEA (European Environment Agency). 2000. *Environmental Taxes: Recent Developments in Tools for Integration*. Copenhagen, DK, EEA.
- Eggert, H. 1998. Bioeconomic Analysis and Management: The Case of Fisheries. *Environmental and Resource Economics* 11(3–4):399–411.
- Ehrlich, P; J. Holdren, J. 1971. Impact of Population Growth. *Science* 171: 1212–1217.
- Ekbom, A; Knutsson, P; Ovuka, M. 2001. Is Sustainable Development Based on Agriculture Attainable in Kenya? A Multi-disciplinary Approach. *Land Degradation and Development* 12(5):435–447.
- Ekins, P. 1999. European Environmental Taxes and Charges: Recent Experience, Issues, Trends. *Ecological Economics* 31(1):39–62.
- Ellerman, D; Montero, J-P. 1998. The Declining Trend in Sulfur Dioxide Emissions: Implications for Allowance Prices. *Journal of Environmental Economics and Management* 36(1):26–45.
- Eltom, MN. 1996. Demand for Gasoline in the GCC: An Application of Pooling and Testing Procedures. *Energy Economics* 18: 203–209.
- Environment and Development Economics. 1997. Special Issue: Environmental Kuznets Curve. *Environment and Development Economics* 2(4).
- Ercmann, S. 1996. *Pollution Control in the European Community: Guide to the EC Texts and Their Implementation by Member States*. Londres, UK, Kluwer Law International.
- Eskeland, G; Jimenez, E. 1992. Policy Instruments for Pollution Control in Developing Countries. *World Bank Research Observer* 7(2):145–169.
- \_\_\_\_\_. 1994. A Presumptive Pigovian Tax: Complementing Regulation To Mimic an Emissions Fee. *World Bank Economic Review* 8(3):373–394.
- \_\_\_\_\_; Devarajan, S. 1996. Taxing Bads by Taxing Goods: Pollution Control with Presumptive Charges. Washington, DC, US, International Bank for Reconstruction and Development/World Bank.
- \_\_\_\_\_; Feyzioglu, TN. 1997a. Is Demand for Polluting Goods Manageable? An Econometric Study of Car Ownership and Use in Mexico. *Journal of Development Economics* 53:423–445.
- \_\_\_\_\_; Feyzioglu, TN. 1997b. Rationing Can Backfire: The “Day without a Car” in Mexico City. *World Bank Economic Review* 11(3):383–408.
- ETTM (Electronic Toll Collection and Traffic Management). 2002. U.S. Toll Facilities (en línea). Consultado mar. 2002. Disponible en [www.ettm.com/usafac.html](http://www.ettm.com/usafac.html)
- European Commission. 1995. Towards Fair and Efficient Pricing in Transport: Policy Options for Internalising the External Cost of Transport in the European Union. December. Green Paper COM(95)691 (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [europa.eu.int/en/record/green/gp003en.pdf](http://europa.eu.int/en/record/green/gp003en.pdf)
- \_\_\_\_\_. 2002. European Climate Change Programme (en línea). Consultado sept. 2002. Disponible en [europa.eu.int/comum/environment/climat/eccp.htm](http://europa.eu.int/comum/environment/climat/eccp.htm)
- Faiz, A; Gautam, S; Burki, E. 1995. Air Pollution from Motor Vehicles: Issues and Options for Latin American Countries. *Science of the Total Environment* 169:303–310.
- Faiz, A; Weaver, CS; Walsh, MP. 1996. Air Pollution from Motor Vehicles. International Bank for Reconstruction and Development/World Bank.
- Falkenmark, M. 1999. Forward to the Future: A Conceptual Framework to Water Dependence [Volvo Environment Prize Lecture 1998]. *Ambio* 2:356–361.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 1983. *Marine Fisheries and the Law of the Sea: A Decade of Change*. Roma, IT, FAO. (Fisheries Circular no. 853).

- \_\_\_\_\_. 1993. *Forestry Policies of Selected Countries in Asia and the Pacific*. Roma, IT, FAO. (FAO Forestry Paper).
- \_\_\_\_\_. 2000. *Small Ponds Make a Big Difference: Integrating Fish with Crop and Livestock Farming*. Roma, IT, FAO, Farm Management and Production Economics Service.
- \_\_\_\_\_. 2002. *About Fisheries: Production* (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en <http://www.fao.org/fi/prodn.asp>
- Farrow, S. 1995. The Dual Political Economy of Taxes and Tradable Permits: Applications in Central and Eastern Europe. *Economics Letters* 49(2):217–220.
- \_\_\_\_\_. 1999. The Duality of Taxes and Tradable Permits: A Survey with Applications in Central and Eastern Europe. *Environment and Development Economics* 4(4):519–535.
- Faustman, M. 1849. Berechnung des Werthes, welchem Waldboden sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. *Allgemeine Forst und Jagt-Zeitung* 25: 441–455.
- Fay, MB. 1992. *Maziwi Island of Pangani (Tanzania): History of Its Destruction and Possible Causes*. Nairobi, KE, United Nations Environment Programme. (Regional Report and Studies no. 139).
- Feldstein, MS. 1976. On the Theory of Tax Reform. *Journal of Public Economics* 6:77–104.
- Fischer, C; Toman, M. 1998. Environmentally and Economically Damaging Subsidies: Concepts and Illustrations. Washington, DC, US, Resources for the Future. (Climate Issue Brief no. 14).
- \_\_\_\_\_; Kerr, S; Toman, M. 1998. Using Emissions Trading to Regulate U.S. Greenhouse Gas Emissions: An Overview of Policy Design and Implementation Issues. *National Tax Journal* 51(3):453–464.
- Fischer, C. 2000a. *Climate Change Policy Choices and Technical Innovation*. June. Washington, DC, US, Resources for the Future. (Climate Issue Brief no. 20).
- \_\_\_\_\_. 2000b. *Multinational Taxation and International Emissions Trading*. Artículo presentado en la 10th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resources Economists (EAERE). Rethymnon, Crete.
- \_\_\_\_\_. 2001. *Rebating Environmental Policy Revenues: Output-Based Allocations and Tradable Performance Standards*. Washington, DC, US, Resources for the Future. (Working Paper no. 01–22).
- Fischer, MJ. 1996. Union Carbide's Bhopal Incident: A Retrospective. *Journal of Risk and Uncertainty* 12:257–269.
- Fisher, AD. 1981. *Resource and Environmental Economics*. New York, NY, US, Cambridge University Press.
- Flaaten, O. 1988. *The Economics of Multispecies Harvesting: Theory and Application to the Barents Sea Fisheries*. Berlin, DE, Springer-Verlag.
- \_\_\_\_\_; Heen, K; Salvanes, KG. 1995. The Invisible Resource Rent in Limited Entry and Quota Managed Fisheries: The Case of Norwegian Purse Seine Fisheries. *Marine Resource Economics* 10(4):341–356.
- Florens, J-P; Foucher, C. 1999. Pollution Monitoring: Optimal Design of Inspection: An Economic Analysis of the Use of Satellite Information to Deter Oil Pollution. *Journal of Environmental Economics and Management* 38(1):81–96.
- Folmer, H; Mouche, P; Ragland, S. 1993. Interconnected Games and International Environmental Problems. *Environmental and Resource Economics* 3(4):313–335.
- Foster, V.; Hahn, RW. 1995. Designing More Efficient Markets: Lessons from Los Angeles Smog Control. *Journal of Law and Economics* 38(1):19–48.
- Frank, RH. 1985. The Demand for Unobservable and Other Nonpositional Goods. *American Economic Review* 75:10–16.

- Fredriksson, PG. 1997. The Political Economy of Pollution Taxes in a Small Open Economy. *Journal of Environmental Economics and Management* 33(1):44–58.
- \_\_\_\_\_. 1998. Environmental Policy Choice: Pollution Abatement Subsidies. *Resource and Energy Economics* 20(1):51–63.
- Freeman, AM. 1993. *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Washington, DC, US, Resources for the Future.
- Frey, BS. 1997. *Not Just for the Money: An Economic Theory of Personal Motivation*. Cheltenham, UK, Edward Elgar.
- FSC (Forest Stewardship Council). 2001. FSC Receives Environmental Prize. FSC News (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [www.fcoax.org/principal.htm](http://www.fcoax.org/principal.htm)
- Fullerton, D; Kinnaman, TC. 1994. Curbside Recycling and Unit-Based Pricing. Cambridge, MA, US, National Bureau of Economic Research. (Working Paper 6021).
- \_\_\_\_\_; Kinnaman, TC. 1995. Garbage, Recycling, Illicit Burning or Dumping. *Journal of Environmental Economics and Management* 29(1):78–91.
- \_\_\_\_\_; McDermott, SP; Caulkins, JP. 1997. Sulfur Dioxide Compliance of a Regulated Utility. *Journal of Environmental Economics and Management* 34(1):32–53.
- Gajurel, D. 1999. Environment News Service. April 12. Nepal.
- Gauvin, JR; Ward, JM; Burgess, EE. 1994. Description and Evaluation of the Wreckfish (*Polyprion americanus*) Fishery under Individual Transferable Quotas. *Marine Resource Economics* 9(2):99–118.
- Geen, G; Nayar, M. 1988. Individual Transferable Quotas in the Southern Bluefin Tuna Fishery: An Economic Appraisal. *Marine Resource Economics* 5(4):365–387.
- GEMI (Global Environmental Management Initiative). 1998. Fostering Environmental Prosperity: Multinationals in Developing Countries (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [www.gemi.org/](http://www.gemi.org/)
- Glasbergen, P. 1999. Tailor-Made Environmental Governance: On the Relevance of the Covenanting Process. *European Environment* 9(2):49–58.
- Gobbi, JA. 2000. Is Biodiversity-Friendly Coffee Financially Viable? An Analysis of Five Different Coffee Production Systems in Western El Salvador. *Ecological Economics* 33:267–281.
- Goddard, HC. 1997. Using Tradable Permits to Achieve Sustainability in the World's Large Cities: Policy Design Issues and Efficiency Conditions for Controlling Vehicle Emissions, Congestion; Urban Decentralization with an Application to Mexico City. *Environmental and Resource Economics* 10(1):63–99.
- Goel, R; Nelson, M. 1999. The Political Economy of Motor Fuel Taxation. *The Energy Journal* 20(1):3–59.
- Gofman, KN. 1998. Khozyastvennyi Mekhanizm Prirodopolzovanya: Puti Perestroiki. *Ekonomika i Matematicheskie Metody* 24(3):389–399.
- Goldmann, M. 2002. Hållbara Chile (newsletter from UBV Chile, in Swedish) (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [hem.passagen.se/mgoldmann/](http://hem.passagen.se/mgoldmann/)
- Golmen, LG. 1999. CO<sub>2</sub> Ocean Sequestration as a Future Method to Reduce Atmospheric CO<sub>2</sub>. Artículo presentado en el Minisymposium on Carbon Dioxide Capture and Storage. Octubre 22, Gotemburgo, SE, Chalmers University of Technology.
- Gomez-Ibanez, JA. 1996. Regulating Private Toll Roads. In Ramamurti, R. ed. *Privatizing Monopolies: Lessons from the Telecommunications and Transport Sectors in Latin America*. Baltimore, MD, US, Johns Hopkins University Press. p. 317–331.

- Gordon, HS. 1954. The Economic Theory of a Common Property Resource: The Fishery. *Journal of Political Economy* 62:124–142.
- Gornaja, L; Kraav, E; Larson, BA; Türk, K. 1997. Estonia's Mixed System of Pollution Permits, Standards; Charges. In Bluffstone, R; Larson, BA. eds. *Controlling Pollution in Transition Economies*. Cheltenham, UK, Edward Elgar.
- Gottinger, HW. 1998. An Economic Approach to Monitoring Pollution Accidents. Milán, IT, FEEM. (Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM) Note di Lavoro 27/98).
- Goulder, LH; Parry, IWH; Williams III, RC; Burtraw, D. 1999. The Cost-Effectiveness of Alternative Instruments for Environmental Protection in a Second-Best Setting. *Journal of Public Economics* 72(3):329–360.
- Grafton, RQ; Devlin, RA. 1996. Paying for Pollution: Permits and Charges. *Scandinavian Journal of Economics* 98(2):275–288.
- Grameen Communications. 1998. Grameen—Banking for the Poor (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [www.grameen-info.org/](http://www.grameen-info.org/)
- Green, HM. 1997. Common Law, Property Rights, the Environment: A Comparative Analysis of Historical Developments in the United States and England and a Model for the Future. *Cornell International Law Journal* 30(2):541.
- Greene, DL. 1990. CAFE or Price? An Analysis of Federal Fuel Economy Regulations and Gasoline Price on New Car MPG 197–9. *The Energy Journal* 11:37–57.
- Greenpeace. 1999. Shipbreaking Is Dangerously Polluting—Greenpeace Report Finds. Press Releases (en línea). Consultado mar. 2002. Disponible en [www.greenpeace.org/pressreleases/toxics/1999feb18.html](http://www.greenpeace.org/pressreleases/toxics/1999feb18.html)
- Grossman, MG; Helpman, E. 1994. Protection for Sale. *American Economic Review* 84(4):833–850.
- \_\_\_\_\_; Krueger, AB. 1995. Economic Growth and the Environment. *Quarterly Journal of Economics* 110(3):353–377.
- Grubb, M; Hourcade, J-C; Oberthür, S. 2001. Keeping Kyoto: A Study of Approaches to Maintaining the Kyoto Protocol on Climate Change (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [www.climate-strategies.org/keepingkyoto.pdf](http://www.climate-strategies.org/keepingkyoto.pdf)
- \_\_\_\_\_. 2001. Review of “The European Union and Global Climate Change: A Review of Five National Programmes,” by J. Gummer, J; Moreland, R. *Climate Policy* 1(3):426–429.
- Guesnerie, R. 1977. On the Direction of Tax Reform. *Journal of Public Economics* 7:179–202.
- Gujarati, DN. 1988. *Basic Econometrics* 2 ed. New York, NY, US, McGraw-Hill.
- Hahn, R; Hester, G. 1989. Marketable Permits: Lessons for Theory and Practice. *Ecology Law Quarterly* 16(2):361–406.
- \_\_\_\_\_; Stavins, R. 1991. Incentive-Based Environmental Regulation: A New Idea from an Old Idea? *Ecology Law Quarterly* 18(1):1–42.
- Hahn, RW. 1989. Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders. *Journal of Economic Perspectives* 3(2):95–114.
- \_\_\_\_\_. 1990. The Political Economy of Environmental Regulation: Towards a Unifying Framework. *Public Choice* 65:21–47.
- Hahn, RW; Noll, RG. 1983. Barriers to Implementing Tradable Air Pollution Permits: Problems of Regulatory Interactions. *Yale Journal on Regulation* 1(1):63–91.
- Hakim, S; Seidenstat, P; Bowman, GW (eds.). 1996. *Privatizing Transportation Systems. Privatizing Government: An Interdisciplinary Series*. Westport, CT, US, Praeger v. 8, p. 343.

- Hannar, H; Löfgren, Å. 2001. The Determinants of Sulfur Emissions from Oil Consumption in Swedish Manufacturing Industry, 1976–1995. *The Energy Journal* 22(2):107–126.
- \_\_\_\_\_; Löfgren, Å; Sterner, T. 2000. Political Economy Obstacles to Fuel Taxation: Using Granger Non-Causality Test to Gauge the Strength of Lobbying and Other Forces. Gotemburgo, SE, University of Gothenburg. (Environmental Economics Unit, Working Paper 2002:8).
- Hanemann, WM. 1995. Improving Environmental Policy: Are Markets the Solution? *Contemporary Economic Policy* 13(1):74–79.
- Hanley, N; Oglethorpe, D. 1999. Emerging Policies on Externalities from Agriculture: An Analysis for the European Union. *American Journal of Agricultural Economics* 81(5):1222–1227.
- \_\_\_\_\_; Shogren, JF; B. White, B. 1997. *Environmental Economics in Theory and in Practice*. Londres, UK, Macmillan.
- Hanna, SS; Folke, C; Mäler, K-G (eds.). 1996. *Rights to Nature: Ecological, Economic, Cultural; Political Principles of Institutions for the Environment*. Washington, DC, US, Island Press.
- \_\_\_\_\_; Jentoft, S. 1996. Human Use of the Natural Environment: An Overview of Social and Economic Dimensions. *In* Hanna, S; Folke, C; Mäler, K-G. eds. *Rights to Nature: Ecological, Economic, Cultural; Political Principles of Institutions for the Environment*. Washington, DC, US, Island Press. p. 35–55.
- Hannesson, R. 1998. Marine Reserves: What Would They Accomplish? *Marine Resource Economics* 13(3):159–170.
- Harford, JD. 2000. Initial and Continuing Compliance and the Trade-Off between Monitoring and Control Cost. *Journal of Environmental Economics and Management* 40:151–163.
- Harrington, W. 1988. Enforcement Leverage When Penalties Are Restricted. *Journal of Public Economics* 37(1):29–53.
- \_\_\_\_\_. 1997. Fuel Economy and Motor Vehicle Emissions. *Journal of Environmental Economics and Management* 33:240–252.
- \_\_\_\_\_; McConnell, VD. 1999. Coase and Car Repair: Who Should Be Responsible for Emissions of Vehicle Use? Discussion Paper 99-22. Washington, DC, US, Resources for the Future.
- \_\_\_\_\_; Morgenstern, DR; Nelson, P. 2000. On the Accuracy of Regulatory Cost Estimates. *Journal of Policy Analysis and Management* 19(2):297–322.
- \_\_\_\_\_; Krupnick, A; Alberini, A. 2001. Overcoming Public Aversion to Congestion Pricing. *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 35(2):87–105.
- Hartman, RS; Wheeler, D; Singh, M. 1994. *The Cost of Air Pollution Abatement*. Washington, DC, US, World Bank. (World Bank Policy Research Working Paper no. 1398).
- Hartwick, JM; Olewiler, ND. 1998. *The Economics of Natural Resource Use*. 2 ed. Reading, MA, US, Addison-Wesley.
- Hau, T. 1992. *Congestion Charging Mechanisms for Roads: An Evaluation of Current Practice*. Washington, DC, US, World Bank, Infrastructure and Urban Development Department. (Working Paper Series, no. 1071).
- Hayes, EB; Elvain, MD; Orbach, HG; Fernandez, AM; Lyne, S. 1994. Long-Term Trends in Blood Lead Levels among Children in Chicago: Relationship to Air Lead Levels. *Pediatrics* 93(2).
- Hayward, JES. 1983. *Governing Finance: The One and Indivisible Republic*. 2 ed. Londres, UK, Weidenfeld and Nicolson.
- Hazell, P; Pomareda, C; Valdes, A. (eds.). 1986. *Crop Insurance for Agricultural Development: Issues and Experience*. Baltimore, MD, Johns Hopkins University Press.



- Heath, J.; Binswanger, HP. 1996. Natural Resource Degradation Effects of Poverty and Population Growth Are Largely Policy Induced: The Case of Colombia. *Environment and Development Economics* 1(1):65–83.
- Heroc, CA; Krall, S. 1995. *Economics of Desert Locust Control*. Alemania, Deutsche Gesellschaft für GTZ.
- Hettich, W; Winer, SL. 1988. Economic and Political Foundations of Tax Structure. *American Economic Review* 78(4):701–712.
- Hettige, M; Huq, M; Pargal, S; Wheeler, D. 1996. Determinants of Pollution Abatement in Developing Countries: Evidence from South and Southeast Asia. *World Development* 24(12):1891–1904.
- Heyes, A. 1996. Lender Penalty for Environmental Damage and the Equilibrium Cost of Capital. *Economica* 63(250):311–323.
- \_\_\_\_\_. 1998. Making Things Stick: Enforcement and Compliance. *Oxford Review of Economic Policy* 14(4):50–63.
- \_\_\_\_\_; Liston-Heyes, C. 1999. Corporate Lobbying, Regulatory Conduct and the Porter Hypothesis. *Environmental and Resource Economics* 13(2):209–218.
- \_\_\_\_\_. 2001. Honesty in a Regulatory Context: Good Thing or Bad? *European Economic Review* 45(2):215–232.
- Hoel, M. 1991. Global Environmental Problems: The Effects of Unilateral Action Taken by One Country. *Journal of Environmental Economics and Management* 20(1):55–70.
- \_\_\_\_\_; Schneide, Kr. 1997. Incentives to Participate in an International Environmental Agreement. *Environmental and Resource Economics* 9(2):153–170.
- \_\_\_\_\_. 1998. Emission Taxes versus Other Environmental Policies. *Scandinavian Journal of Economics* 100(1):79–104.
- Höglund, L. 2000. *Essays on Environmental Regulation with Applications to Sweden*. Gotemburgo, SE, University of Gothenburg, Department of Economics.
- Holden, ST; Shiferaw, B; Wik, M. 1998. Poverty, Market Imperfections, and Time Preferences: Of Relevance for Environmental Policy? *Environment and Development Economics* 3(1):83–104.
- Holman, C; Wade, J; Fergusson, M. 1993. *Future Emissions from Cars 1990 to 2025: The Importance of the Cold Start Emission Penalty*. Godalming, Surrey, UK, WWF-UK
- Homans, F; Wilen, JE. 1997. A Model of Regulated Open Access Resource Use. *Journal of Environmental Economics and Management* 32(1):1–21.
- Hotelling, H. 1931. The Economics of Exhaustible Resources. *Journal of Political Economy* 39:137–175.
- Houston, JE; Sun, H. 1999. Cost-Share Incentives and Best Management Practices in a Pilot Water Quality Program. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 24(1):239–252.
- Howe, CW. 1996. Water Resources Planning in a Federation of States: Equity versus Efficiency. *Natural Resources Journal* 36(1):29–36.
- Howitt, R; Taylor, CR. 1993. Some Microeconomics of Agricultural Resource Use. In Carlson, GA; Zilberman, D; Miranowski, JA. eds. *Agricultural and Environmental Resource Economics*. Oxford, UK, Oxford University Press. p. 28–68.
- Hu, H; Aro, A; Payton, M; Korricks, S; Sparrow, D; Weiss, ST; Rotnitzky, A. 1996. The Relationship of Bone and Blood Lead to Hypertension: Normative Aging Study. *Journal of the American Medical Association* 275(15):1171–1176.

- Huber, RM; Ruitenbeek, J; Seroa da Motta, R. 1997. Market-Based Instruments for Environmental Policymaking in Latin America and the Caribbean: Lessons from Eleven Countries. Washington, DC, US, World Bank. (Discussion Paper no. 381).
- Hughes, G; Lvovsky, K. 1999. Pricing Air Pollution in the Real World. Artículo presentado en el World Bank Economists' Forum. May. 3-4, Washington, DC, US.
- Huhtala, A; Samakovlis, E. 1998. On International Harmonization of Policy Instruments to Promote Paper Recycling in Europe. Milán, IT: FEEM. (Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM) Note di Lavoro 79/98).
- Hurley, TM; Shogren, JF. 1997. Environmental Conflicts and the SLAPP. *Journal of Environmental Economics and Management* 33(3):253-274.
- Hviding, E; Baines, G. 1994. Community-Based Fisheries Management, Tradition, and the Challenges of Development in Marovo, Solomon Islands. *Development and Change* 25(1):13-39.
- Hyde, W. 1980. Timber Supply, Land Allocation, and Economic Efficiency. Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press for Resources for the Future.
- \_\_\_\_\_; Sedjo, R. 1992. Managing Tropical Forests: Reflections on the Rent Distribution Discussion. *Land Economics* 68(3):343-350.
- \_\_\_\_\_; Amacher, GS (eds.). 2000. Economics of Forestry and Rural Development: An Empirical Introduction from Asia. Ann Arbor, MI, US, The University of Michigan Press.
- ICC (International Chamber of Commerce). 1996. Multiple Criteria-Based Third-Party Environmental Labelling Schemes. París, FR, ICC. (Document no. 210/515, rev. 3. June 20).
- Ingram, V. 1999. From Sparring Partners to Bedfellows: Joint Approaches to Environmental Policy-Making. *European Environment* 9(2):41-48.
- IRS (Internal Revenue Service). 2002. Excise Tax Statistics (en línea). Consultado en ene. 2002. Disponible en [www.irs.gov/prod/tax\\_stats/excise.html](http://www.irs.gov/prod/tax_stats/excise.html)
- ITTO. 2002. International Tropical Timber Organization website (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [www.itto.or.jp/index.html](http://www.itto.or.jp/index.html)
- Jaffe, AB; Peterson, SR; Portney, PR; Stavins, RN. 1995. Environmental Regulation and Competitiveness in U.S. Manufacturing: What Does the Evidence Tell Us? *Journal of Economic Literature* 33:132-163.
- Jänicke, M; Carius, A; Jörgens, H. 1997. Nationale Umwelpläne in ausgewählten Industrieländern. Berlin, DE, Springer.
- \_\_\_\_\_. 2000. Ecological Modernization: Innovation and Diffusion of Policy and Technology. Forschungsstelle für Umweltpolitik (FFU) Report 00-08. Berlin, DE, FFU, Freie Universität Berlin.
- Jänicke, M; Jörgens, H. 2000. Strategic Environmental Planning and Uncertainty: A Cross-National Comparison of Green Plans in Industrialized Countries. *Policy Studies Journal* 28(3):612-632.
- Jansen, D; Bond, L; Child, B. 1992. Cattle, Wildlife, Both, or Neither: A Summary of Survey Results for the Commercial Ranches in Zimbabwe. Harare, ZW, World Wildlife Fund. (Project Paper no. 30).
- Jenkins, RR. 1993. The Economics of Solid Waste Reduction: The Impact of User Fees. Aldershot, Hampshire, UK, Edward Elgar.
- Jin, D; Kite-Powell, HL. 1995. Environmental Liability, Marine Insurance and Optimal Risk Sharing Strategy for Marine Oil Transportation. *Marine Resource Economics* 4(6):1-19.
- Jodha, NS. 1988. Poverty Debate in India: A Minority View. *Economic and Political Weekly* 23(45-46-47):2421-2428.
- \_\_\_\_\_. 1992. Common Property Resources: A Missing Dimension of Development Strategies. Washington, DC, US, World Bank. (Discussion Paper no. 169).

- \_\_\_\_\_. 1998. Poverty and Environmental Resource Degradation: An Alternative Explanation and Possible Solutions. *Economic and Political Weekly* 5(12):2384–2390.
- Joffe, SR. 1995. *Desert Locust Management: A Time for Change*. Washington, DC, US, World Bank. (Discussion Paper no. 284).
- Johannes, RE. 1978. Traditional Marine Conservation Methods in Oceania and Their Demise. *Annual Review of Ecological Systems* 9:349–364.
- Johansson, B; Mattsson, LG. (eds.). 1995. *Road Pricing: Theory, Empirical Assessment, and Policy*. Dordrecht, NE, Kluwer Academic.
- Johansson, O. 1997a. Optimal Road-Pricing: Simultaneous Treatment of Time Losses, Increased Fuel Consumption, and Emissions. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 20(2):77–87.
- \_\_\_\_\_. 1997b. Optimal Pigouvian Taxes with Regard to Altruism. *Land Economics* 73(3):297–308.
- \_\_\_\_\_. 1997c. Optimal Road Pricing with Respect to Accidents in a Second-Best Perspective. *International Journal of Transport Economics* 24(October):343–365.
- Johansson, O; Schipper, L. 1997. Measuring the Long-Run Fuel Demand of Cars: Separate Estimations of Vehicle Stock, Mean Fuel Intensity, and Mean Annual Driving Distance. *Journal of Transport Economics and Policy* 31(3):277–292.
- Johansson, O; Sterner, T. 1997. What Is the Scope for Environmental Road Pricing? In Button, KJ; Verhoef, ET. eds. *Road Pricing, Traffic Congestion and the Environment: Issues of Efficiency and Social Feasibility*. Aldershot, Hampshire, UK, Edward Elgar.
- Johansson, P; Löfgren, K. 1985. *The Economics of Forestry and Natural Resources*. Oxford, UK, Basil Blackwell.
- Johansson, TB; Kelly, H; Reddy, A; Williams, R. 1992. Renewable Fuels and Electricity for a Growing World Economy: Defining and Achieving the Potential. *Energy Studies Review* 4(3):201–212.
- Johansson-Stenman, O; Carlsson, F; Daruvala, D. 2002. Measuring Hypothetical Grandparents' Preferences for Equality and Status. *Economic Journal* 112(April):362–383.
- Johnson, SP; Corcelle, G. 1995. *The Environmental Policy of the European Communities*, 2nd edition. International Environmental Law & Policy Series. Londres, UK, Kluwer Law International.
- Joskow, P; Schmalensee, R. 1998. The Political Economy of Market-Based Environmental Policy: The U.S. Acid Rain Program. *Journal of Law and Economics* 41(1):37–85.
- Joskow, PL; Schmalensee, R; Bailey, EM. 1998. The Market for Sulfur Dioxide Emissions. *American Economic Review* 88(4):669–685.
- Kåberger, T. 1997. A Comment on the Paper by Roger A. Sedjo. *Energy Policy* 25(6):567–569.
- Kågeson, P. 1993. Getting the Prices Right. A European Scheme for Making Transport Pay Its True Costs. *Transport and Environment Report 93/6*. Bruselas, BE, European Federation for Transport and Environment.
- \_\_\_\_\_; Lidmark, A-M. 1998. *Konsten att Använda 5,4 Miljarder: En Kritisk Granskning av Stödet till de Lokala Investeringsprogramn för Hållbar Utveckling (The Art of Spending 5.4 Billion: A Critical Review of State Support to LIPs)*. Rapport 9423/98. Estocolmo, SE, Svenska Naturskydds-föreningen.
- \_\_\_\_\_; Dings, J. 1999. *Electronic Kilometre Charging for Heavy Goods Vehicles in Europe*. Bruselas, BE, European Federation for Transport and Environment.
- Kahn, H; Brown, W; Martel, L. 1976. *The Next 200 Years: A Scenario for America and the World*. New York, NY: William Morrow.

- Kaimowitz, D; Angelsen, A. 1998. Economic Models of Tropical Deforestation: A Review. Bogor, ID, Center for International Forestry Research.
- \_\_\_\_\_; Byron, N; Sunderlin, W. 1998. Public Policies to Reduce Inappropriate Tropical Deforestation. In Luntz, E. ed. *Agriculture and the Environment*. Washington, DC, US, World Bank. p. 303–323.
- Kallaste, T. 1994. Economic Instruments in Estonian Environmental Policy. In Sterner, T. ed. *Economic Policies for Sustainable Development*. Dordrecht, NE, Kluwer Academic.
- Kant, S. 1996. The Economic Welfare of Local Communities and Optimal Resource Regimes for Sustainable Forest Management. Tesis de Ph.D. Toronto, Ontario, CA, University of Toronto.
- Karl, H; Orwat, C. 1999. Environmental Labelling in Europe: European and National Tasks. *European Environment* 9:212–220.
- Kathuria, V; Haripriya, GS. 2000. Industrial Pollution Control: Choosing the Right Option. *Economic and Political Weekly* 35(43–44):3870–3878.
- \_\_\_\_\_; Sterner, T. 2002. Monitoring and Enforcement: Is Two-Tier Regulation Robust? Washington, DC, US, Resources for the Future. (RFF Discussion Paper 02-17).
- Katsonias, G. 1984. The Messolonghi-Etolico Lagoon of Greece: Socio-economic and Ecological Interactions of Cooperatives and Independent Fishermen. In Kapetsky, JM; Lasserre, G. eds. *Management of Coastal Lagoon Fisheries*. General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM) Studies and Reviews no. 61. Paris, FR, Food and Agriculture Organization. p. 521–528.
- Katsoulacos, Y; Xepapadeas, A. 1995. Environmental Policy under Oligopoly with Endogenous Market Structure. *Scandinavian Journal of Economics* 97(3):411–420.
- Katz, K; T. Sterner, T. 1990. The Value of Clean Air. *Energy Studies Review* 2(1):39–47.
- Kebede, B. 2001. Land Tenure and Common Pool Resources in Rural Ethiopia: A Study Based on Fifteen Rural Sites. Gotemburgo, SE, University of Gotemburgo.
- Keefer, P; Knack, S. 1997. Why Don't Poor Countries Catch Up? A Cross-National Test of Institutional Explanation. *Economic Inquiry* 35(3):590–602.
- Keohane, NO; Revesz, RL; Stavins, RN. 1998. The Choice of Regulatory Instruments in Environmental Policy. *Harvard Environmental Law Review* 22(2):313–367.
- Kern, C; Jörgens, H; Jänicke, M. 2001. The Diffusion of Environmental Policy Innovations. Berlin, DE, Social Science Research Centre.
- Khalid, AR; Wan Ali, WM. 1992. External Effects of Environmental Regulation. *The Environmentalist* 12(4):277–285.
- \_\_\_\_\_; Braden, JB. 1993. Welfare Effects of Environmental Regulation in an Open Economy: The Case of Malaysian Palm Oil. *Journal of Agricultural Economics* 44(1):25–37.
- Kim, R; Rotnitzky, A; Sparrow, D; Weiss, ST; Wager, C; Hu, H. 1996. A Longitudinal Study of Low-Level Lead Exposure and Impairment of Renal Function. *Journal of the American Medical Association* 275(15):1177–1181.
- Klaasen, G. 1995. Trade-Offs in Sulphur Emission Trading in Europe. *Environmental and Resource Economics* 5:191–219.
- \_\_\_\_\_. 1996. *Acid Rain and Environmental Degradation*. Cheltenham, UK, Edward Elgar.
- Klarer, J; McNicholas, J; Knaus, E-M. (eds.). 1999. *Sourcebook on Economic Instruments for Environmental Policy in Central and Eastern Europe*. Szentendre, HU, The Regional Environmental Centre for Central and Eastern Europe.
- Klemperer, D. 1996. *Forest Resource Economics and Finance*. New York, NY, US, McGraw-Hill. Capítulo 9.

- Kneese, AV; Bower, BT. 1968. *Managing Water Quality: Economics, Technology, Institutions*. Baltimore, MD, US, Johns Hopkins University Press.
- ; Schultze, C. 1995. Pollution, Prices, and Public Policy. *In* *Natural Resource Economics: Selected Papers of Allen V. Kneese*. New Horizons in Environmental Economics Series. Aldershot, Hampshire, UK, Edward Elgar. p. 442–468.
- Koalitionsvereinbarung. 1998. *Aufbruch und Erneuerung: Deutschlands Weg ins 21. Jahrhundert-Koalitionsvereinbarung zwischen der Sozialdemokratischen Partei Deutschlands und Bündnis 90/die Grünen*. Oct. 20. Bonn, DE.
- Köhlin, G. 1998. *The Value of Social Forestry in Orissa, India*. Tesis de Ph.D. Gotemburgo, SE, Department of Economics, University of Gothenburg.
- Kolstad, CD. 2000a. Energy and Depletable Resources: Economics and Policy, 1973–1998. *Journal of Environmental Economics and Management* 39(3):282–305.
- . 2000b. *Environmental Economics*. New York, NY, US, Oxford University Press.
- Komanoff, C. 1997. *Environmental Consequences of Road Pricing: A Scoping Paper for the Energy Foundation*. San Francisco, CA, US, Energy Foundation.
- Köre, T; Widepalm, S. 1993. *Environmental Impact Assessment: A Case Study Concerning a Hydroelectric Power Project in Tanzania*. Gotemburgo, SE, University of Gothenburg, Department of Economics. (Environmental Economics Unit Working Project Thesis Paper 1993:6).
- Kosmo, M. 1987. *Money To Burn? The High Costs of Energy Subsidies*. Washington, DC, US, World Resources Institute.
- Kraftbörsen. 2001. Svenska Kraftbörsen AB website, Marknadsstatistik (en línea). Consultado nov. 2001. Disponible en [www.kraftborsen.se/](http://www.kraftborsen.se/)
- Krawack, S. 1993. Traffic Management and Emissions. *The Science of the Total Environment* 134:305–314.
- Kriström, B; Riera, P. 1996. Is the Income Elasticity of Environmental Improvements Less than One? *Environmental and Resource Economics* 7:45–55.
- Kroon, P. 2000. E-mail al autor de Pieter Kroon, Project Manager, ECN Policy Studies. Petten, NE, Energy Research Centre of the Netherlands. May. 4.
- Krupnick, A. 1986. Costs of Alternative Policies for the Control of Nitrogen Dioxide in Baltimore. *Journal of Environmental Economics and Management* 13:189–197.
- Kuik, OJ; Nadkarni, MW; Oosterhuis, FH; Sastry, GS; Akkerman AE. 1997. *Pollution Control in the South and North*. Delhi, IN, Sage Publications.
- Kuznets, SS. 1930. Long Swings in the Growth of Population and in Related Economic Variables. *Proceedings of the American Philosophical Society* 102(1):25–52.
- Kwerel, E. 1977. To Tell the Truth: Imperfect Information and Optimal Pollution Control. *Review of Economic Studies* 136:595–601.
- Laffont, J-J. 1989a. Regulation, Moral Hazard and Insurance of Environmental Risks. *Journal of Public Economics* 58(3):319–336.
- . 1989b. A Brief Overview of the Economics of Incomplete Markets. *Economic Record* 65(188):54–65.
- . 1994a. The New Economics of Regulation Ten Years After. *Econometrica* 62:507–537.
- . 1994b. Regulation of Pollution with Asymmetric Information. *In* Dosi, C; Tomasi, T. *Nonpoint Source Pollution Regulation: Issues and Analysis*. Dordrecht, NE, Kluwer Academic.

- Land Transport Authority. 2002. Traffic.Smart website. Electronic Road Pricing charts (en línea). Singapur. Consultado mar. 2001. Disponible en [traffic.smart.lta.gov.sg/erprates.htm](http://traffic.smart.lta.gov.sg/erprates.htm)
- Langholz, JA; Lassoie, JP; Lee, D; Chapman, D. 2000. Economic Considerations of Privately Owned Parks. *Ecological Economics* 33:173–183.
- Laurikko, J; Erlandsson, L; Abrahamso, R. 1995. Exhaust Emission in Cold Ambient Conditions: Considerations for a European Test Procedure. Warrendale, PA, US, Society of Automotive Engineers, Inc. (SAE Technical Paper 950929).
- Lefler, W. 1985. Petroleum Refining for the Non-Technical Person. Tulsa, OK, US, PennWell.
- Leksell, I; Löfgren, L. 1995. Värdering av Lokala Luftföroreningseffekter (Valuation of the Local Effects of Air Pollution; in Swedish, with a 6–page English summary). Estocolmo, SE, KFB. Swedish Transport and Communication Research Board (KFB) Rapport 1995:5.
- Leone, RA; Parkinson, TW. 1990. Conserving Energy: Is There a Better Way? Artículo presentado en la Association of International Automobile Manufacturers. Mayo, Arlington, VA, US.
- Letson, D; Crutchfield, S; Malik, A. 1993. Point/Nonpoint Source Trading for Controlling Pollutant Loadings to Coastal Watersheds: A Feasibility Study. In Russell, C; Shogren, J. eds. *Theory, Modeling and Experience in the Management of Nonpoint Source Pollution*. Londres, UK, Kluwer Academic.
- Levin, SA. 1998. Ecosystems and the Biosphere as Complex Adaptive Systems. *Ecosystems* 1(5):431–436.
- \_\_\_\_\_. 1999. *Fragile Dominion: Complexity and the Commons*. Reading, MA: Perseus Books.
- Levin, SA; Pacala, SW. 1997. Theories of Simplification and Scaling of Spatially Distributed Processes. In Tilman, D; Kareiva, P. eds. *Spatial Ecology: The Role of Space in Population Dynamics and Interspecific Interactions*. Princeton, NJ, US, Princeton University Press. p. 271–296.
- Lewis, C. 1993. *Road Pricing: Theory and Practice*. Londres, UK, Thomas Telford.
- Lewis, JP. 1988. *Strengthening the Poor: What Have We Learned?* Washington, DC, US, Overseas Development Council. U.S. (Third World Policy Perspectives 10).
- Lewis, T. 2001. Incentives and the Design of Environmental Policy. Artículo presentado en la European Association of Environmental and Resources Economists (EAERE) 2001 Conference. Junio 28–30, Southampton, UK.
- Lindeberg, E. 1999. Future Large-Scale Use of Fossil Energy Will Require CO<sub>2</sub> Sequestering and Disposal. Artículo presentado en el Minisymposium on Carbon Dioxide Capture and Storage. Octubre 22, Gotemburgo, SE, Chalmers University of Technology y University of Gothenburg.
- Lindén, O; Granlund, A. 1998. Building Capacity for Coastal Management: Introduction. *Ambio* 27(8):589.
- Linder, SH. 1988. Managing Support for Social Research and Development: Research Goals, Risk; Policy Instruments. *Journal of Policy Analysis and Management* 7:621–642.
- \_\_\_\_\_; Peters, BG. 1990. Instruments of Government: Perceptions and Contexts. *Journal of Public Policy* 9:35–58.
- \_\_\_\_\_. 1991. The Logic of Policy Design: Linking Policy Actors and Plausible Instruments. *Knowledge and Policy* 4(1/2):125–152.
- Lins, L. 1996. Agrotóxico Intoxica 300 Mil Brasileiros por Ano. *O Globo*, Brasil, October 28.
- Little, IMD; J.A. Mirtlees, JA. 1969. *Manual of Industrial Project Analysis in Developing Countries*. Paris, FR, Organisation for Economic Co-operation and Development.
- \_\_\_\_\_. 1974. *Project Appraisal and Planning for Developing Countries*. Londres, UK, Heinemann.

- Löfgren, Å; Hammar, H. 2000. The Phase-Out of Leaded Gasoline in the EU: A Successful Failure? *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 5:419–431.
- López, R. 1994. The Environment as a Factor of Production: The Effects of Economic Growth and Trade Liberalisation. *Journal of Environmental Economics and Management* 27(2):163–185.
- \_\_\_\_\_. 2000. The Quality of Growth and the Natural Resources: The Role of the State. *International Conference on Environment and Development* (2, sept. 6–8, Beijer Institute). Estocolmo, SE.
- \_\_\_\_\_; Thomas, V; Wang, Y. 1999. Addressing the Education Puzzle: The Distribution of Education and Economic Reforms. *World Bank Economists' Forum*. May. 3–4, Washington, DC, US.
- Lorenz, K. 1966. *On Aggression*. Londres, UK, Methuen & Co.
- Lotka, AJ. 1932. The Growth of Mixed Populations: Two Species Competing for a Common Food Supply. *Journal of the Washington Academy of Sciences* 22:461–469.
- Lovei, M. 1998. Phasing Out Lead from Gasoline: Worldwide Experience and Policy Implications. *Pollution Management Series* (en línea). Washington, DC, US, International Bank for Reconstruction and Development/World Bank. Consultado abr. 2002. Disponible en [www.worldbank.org/html/fpd/transport/publicat/b09.pdf](http://www.worldbank.org/html/fpd/transport/publicat/b09.pdf) (World Bank Technical Paper no. 397).
- \_\_\_\_\_; Levy, BS. 1997. Lead Exposure and Health in Central and Eastern Europe: Evidence from Hungary, Poland, and Bulgaria. In Lovei, M. ed. *Phasing Out Lead from Gasoline in Central and Eastern Europe: Health Issues, Feasibility, and Policies*. Washington, DC, US, World Bank.
- Lundqvist, LJ. 2000. Implementation from Above: The Ecology of Sweden's New Environmental Governance. Gotemburgo, SE, University of Gothenburg, Department of Political Science.
- Lutz, E; Pagiola, S; Reiche, C. 1994. Economic and Institutional Analyses of Soil Conservation Projects in Central America and the Caribbean. Washington, DC, US, World Bank.
- Lyngfelt, A; Azar, C. (eds.). 1999. *Proceedings of Minisymposium on Carbon Dioxide Capture and Storage* (oct. 22, 1999, Gotemburgo, SE). Gotemburgo, SE, Chalmers University of Technology y University of Gothenburg.
- Lvovsky, K. 1996. *Effective Pollution Charges: Lessons of Worldwide Experience*. Washington, DC, US, World Bank, Environment Department. (Dissemination Notes no. 50).
- Maddison, D; Pearce, D; Johansson, O, Calthrop, E; Litman, T; Verhoef, E. 1996. *The True Cost of Road Transport*. Londres, UK, Earthscan for the Centre for Social and Economic Research on the Global Environment. (Blueprint Series, no. 5).
- Mäler, K-G; de Zeeuw, A. 1998. The Acid Rain Differential Game. *Environmental and Resource Economics* 12(2):167–184.
- \_\_\_\_\_; Vincent, J. (eds.). 2001. *The Handbook of Environmental Economics*. Amsterdam, NE, North-Holland/Elsevier Science.
- Malthus, TR. 1803. *An Essay on the Principle of Population; or, A View of Its Past and Present Effects on Human Happiness; with an Inquiry into Our Prospects Respecting the Future Removal or Mitigation of the Evils Which It Occasions* (1992 printing). Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- Manne, AS; Schratzenholzer, L. 1992. International Energy Workshop Projections. In Sterner, T. ed. *International Energy Economics*. Londres, UK, Chapman and Hall. p. 297–299.
- Markandya, A. 1997. Employment and Environmental Protection: The Tradeoffs in an Economy in Transition. Cambridge, MA, US, Harvard Institute for International Development, International Environment Program. (Environment Discussion Paper no. 26).
- \_\_\_\_\_; Shibli, A. 1995. *Industrial Pollution Control Policies in Asia*. Cambridge, MA, US, Harvard Institute for International Development. (Environment Discussion Paper no. 3).

- Marshall, A. 1920. *Principles of Economics*. 8 ed. Londres, UK, Macmillan.
- Maxwell, JW; Lyon, TP; Hackett, SC. 2000. Self-Regulation and Social Welfare: The Political Economy of Corporate Environmentalism. *Journal of Law and Economics* 43(2):583–617.
- Mayeres, I. 1993. The Marginal External Cost of Car Use: With An Application to Belgium. *Tijdschrift voor Economie en Management* 38(3):2–8.
- \_\_\_\_\_; Proost, S. 2001. Marginal Tax Reform, Externalities, and Income Distribution. *Journal of Public Economics* 79(2):343–363.
- Mazurek, J. 1999a. *Voluntary Agreements in The United States: An Initial Survey*. Paris, FR, Centre d'Economie Industrielle (CERNA). (Concerted Action on Voluntary Approaches (CAVA) Working Paper no. 98/11/1).
- \_\_\_\_\_. 1999b. *Making Microchips: Policy, Globalization, and Economic Restructuring in the Semiconductor Industry*. Cambridge, MA, US, The MIT Press. (Urban and Industrial Environments Series).
- McGartland, A; Oates, WE. 1985. Marketable Permits for the Prevention of Environmental Degradation. *Journal of Environmental Economics and Management* 12:207–228.
- McGuire, A. 1983. The Political Economy of Shrimping in the Gulf of California. *Human Organization* 42:132–145.
- McLeary, W. 1991. The Earmarking of Government Revenue: A Review of Some World Bank Experiences. *World Bank Research Observer* 6:81–104.
- Meade, JE. 1951. *The Balance of Payments. The Theory of International Economic Policy*. Londres, UK, Oxford University Press. v. 1.
- Meadows, D. 1995. The City of First Priorities. *Whole Earth Review* (Spring).
- Meadows, DH; Meadows, DL; Randers, J; Behrens III, WW. 1972. *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind*. Londres, UK, Earth Island Limited.
- Mekonnen, A. 1998. *Rural Energy and Afforestation: Case Studies from Ethiopia*. Tesis de Ph.D. Gotemburgo, SE, University of Gothenburg.
- Mendelsohn, R. 1994. Property Rights and Tropical Deforestation. *Oxford Economic Papers* 46:750–756.
- Mercer, DE; Soussan, J. 1992. Fuelwood Problems and Solutions. In Sharma, NP, ed. *Managing the World's Forests: Looking for Balance between Conservation and Development*. Dubuque, Iowa, US, Kendall/Hunt. p. 177–214.
- Meyer, MC; Sherman, WL. 1979. *The Course of Mexican History*. New York, NY, US, Oxford University Press.
- Migot-Adholla, S; Peter, B; Hazell, B; Blarel, B; Place, F. 1993. Indigenous Land Systems in Sub-Saharan Africa: A Constraint on Productivity? In Hoff, K; Braveman, A; Stiglitz, JE. eds. *The Economics of Rural Organisation: Theory, Practice, and Policy*. New York, NY, Oxford University Press.
- Miller, AJ. 1999. Transferable Development Rights in the Constitutional Landscape: Has Penn Central Failed to Weather the Storm? *Natural Resources Journal* 39(3):459–516.
- Milliman, SR; Prince, R. 1989. Firm Incentives to Promote Technological Change in Pollution Control. *Journal of Environmental Economics and Management* 17:247–265.
- Millock, K; Salanié, F. 1997. Nonpoint Source Pollution Regulation When Polluters Might Cooperate. Milán, IT: FEEM. (Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM) Working Paper 82.97).
- \_\_\_\_\_; Sunding, D; Zilberman, D. 2002. Regulating Pollution with Endogenous Monitoring. *Journal of Environmental Economics and Management* 42(2):221–241.



- Mineta, K. 2002. The Role of Epidemiology in Japan's Pollution Litigation, and the Extent of Its Progress (en línea). The Aozora Foundation. Consultado may. 2002. Disponible en [www.aozora.or.jp/NewEnglish/eronbun\\_mi.htm](http://www.aozora.or.jp/NewEnglish/eronbun_mi.htm)
- Miranowski, JA; Carlson, GA. 1993. Agricultural Resource Economics: An Overview. In Carlson, GA; Zilberman, D; Miranowski, JA. eds. Agricultural and Environmental Resource Economics. New York, NY, US, Oxford University Press. Capítulo 1.
- Mirrlees, JA. 1971. An Exploration in the Theory of Optimum Income Taxation. *Review of Economic Studies* 38:175–208.
- Mkenda, A. 2001. Fishery Resources and Welfare in Rural Zanzibar. Tesis de Ph.D. Gotemburgo, SE, University of Gothenburg.
- Montero, JP. 2000. Optimal Design of a Phase-In Emissions Trading Program. *Journal of Public Economics* 75(2):273–291.
- Montgomery, H. 1983. Decision Rules and the Search for a Dominance Structure: Towards a Process Model of Decision Making. In Humphreys, P; Svenson, O; Vari, A. eds. Analyzing and Aiding Decision Processes. Amsterdam, NE, North-Holland.
- Montgomery, WE. 1972. Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs. *Journal of Economic Theory* 5:395–418.
- Morrison, SA. 1986. A Survey of Road Pricing. *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 20:87–97.
- Mrozek, JR. 2000. Revenue Neutral Deposit/Refund Systems. *Environmental and Resource Economics* 17:183–193.
- Muchapondwa, E. 2001. Does CAMPFIRE Comply with the Design Principles for Long- Enduring CPR Institutions? Mimeo. Gotemburgo, Sweden: University of Gothenburg, Department of Economics.
- Mui, V. 1999. Contracting in the Shadow of a Corrupt Court. *Journal of Institutional and Theoretical Economics* 155(2):249–283.
- Mulenga, S. 1999. A Reflection on Electricity Tariffs in Zambia. Gotemburgo, SE, University of Gothenburg. (Environmental Economics Unit (EEU) Working Paper).
- Müller, B; Michaelowa, A; Vrolijk, C. 2001. Rejecting Kyoto: A Study of Proposed Alternatives to the Kyoto Protocol (en línea). Climate Strategies website. Consultado abr. 2002. Disponible en [www.climate-strategies.org/rejectingkyoto2.pdf](http://www.climate-strategies.org/rejectingkyoto2.pdf)
- Munk, KJ. 1980. Optimal Taxation with Some Non-Taxable Commodities. *Review of Economic Studies* 47:755–765.
- Munro, GR; Scott, AD. 1985. The Economics of Fisheries Management. In Kneese, AV; Sweeny, JL. eds. Handbook of Natural Resources and Energy Economics. Amsterdam, NE, North-Holland.
- Murty, MN. 1994. Management of Common Property Resources: Limits to Voluntary Collective Action. *Environmental and Resource Economics* 4:581–584.
- \_\_\_\_\_. 1996. Fiscal Federalism Approach for Controlling Global Environmental Pollution. *Environmental and Resource Economics* 8(4):449–459.
- \_\_\_\_\_; James, AJ; Misra, S. 1999. Economics of Water Pollution: The Indian Experience. Delhi, IN, Oxford University Press.
- \_\_\_\_\_; Ray, R. 1989. A Computational Procedure for Calculating Optimal Commodity Taxes with Illustrative Evidence from Indian Budget Data. *Scandinavian Journal of Economics* 91(4):665–670.
- Myles, GD. 1995. Public Economics. Cambridge, UK, Cambridge University Press.

- Nadai, A. 1999. Conditions for the Development of a Product Ecolabel. *European Environment* 9:202–211.
- Narayan, D; Patel, R; Schafft, K; Rademacher, A; Koch-Schulte, S. 2000. *Can Anyone Hear Us? Voices from 47 Countries. Voices of the Poor*. New York, NY, US, Oxford University Press for the World Bank. v. 1.
- Naturvårdsverket. 2002. Swedish Environmental Protection Agency home page (en línea). Consultado mar. 2002. Disponible en [www.environ.se/](http://www.environ.se/)
- Needleman, HL; Gunnoe, C; Leviton, A; Reed, R; Peresie, H; Maher, C; Barrett, P. 1979. Deficits in Psychologic and Classroom Performance of Children with Elevated Dentine Lead Levels. *New England Journal of Medicine* 300:584–695.
- NEPA (Beijing National Environmental Protection Agency). 1992. *Pollution Charges in China*. Beijing, CN, NEPA.
- \_\_\_\_\_. 1994. *The Pollution Levy System*. Beijing, CN, NEPA.
- Newbery, DM. 1990. Economic Principles Relevant to Pricing Roads. *Oxford Review of Economic Policy* 6(2):22–39.
- Nietschmann, B. 1972. Hunting and Fishing Forms among the Miskito Indians, Eastern Nicaragua. *Human Ecology* 1:41–67.
- \_\_\_\_\_. 1984. *Biosphere Reserves and Traditional Societies*. In *Conservation, Science and Society*. Paris, FR, United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization. p. 499–507.
- Nilsson, M. 1998. *Är miljömärkning effektivt som styrmedel?* Tesis Mag. Sc. Gotemburgo, SE, Department of Economics, University of Gothenburg.
- Nivola, PS; Crandall, RW. 1995. *The Extra Mile: Rethinking Energy Policy for Automotive Transportation*. Washington, DC, US, The Brookings Institute.
- Nordic Council of Ministers. 1999. *The Use of Economic Instruments in Nordic Environmental Policy 1997–98*. TemaNord 1999:524. Copenhagen, DK, Nordic Council of Ministers.
- NRC (National Research Council). 1999. *Sharing the Fish: Toward a National Policy on Individual Fishing Quotas*. Washington, DC, US, National Academy Press.
- Nyborg, K. 2000. Voluntary Agreements and Non-verifiable Emissions. *Environmental and Resource Economics* 17(2):125–144.
- Oakland, WH. 1972. Congestion, Public Goods, and Welfare. *Journal of Public Economics* 1:339–357.
- Oates, W. 1983. The Regulation of Externalities: Efficient Behavior by Sources and Victims. *Public Finance* 38(3):362–375.
- Oates, WE. 1972. *Fiscal Federalism*. New York, NY: Harcourt Brace Jovanovich.
- \_\_\_\_\_. 1998. Environmental Policy in the European Community: Harmonization or National Standards? *Empirica* 25:1–13.
- Oates, WE; Schwab, RM. 1988. Economic Competition among Jurisdictions: Efficiency-Enhancing or Distortion-Inducing? *Journal of Public Economics* 35:333–354.
- \_\_\_\_\_. 1996. The Theory of Regulatory Federalism: The Case of Environmental Management. In Oates, WE. ed. *The Economics of Environmental Regulation*. Aldershot, Hampshire, UK, Edward Elgar. p. 319–331.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). 1975. *An Evolving Context for Environmental Policy* (en línea). Consultado ene. 2002. Disponible en [www.oecd.org//env/policy.htm](http://www.oecd.org//env/policy.htm)
- \_\_\_\_\_. 1989. *Economic Instruments for Environmental Protection*. Paris, FR, OECD.

- \_\_\_\_\_. 1995. *Environmental Taxes in OECD Countries*. Paris, FR, OECD.
- \_\_\_\_\_. 1996. *Implementation Strategies for Environmental Taxes*. Paris, FR, OECD.
- \_\_\_\_\_. 1997. *Eco-labelling: Actual Effects of Selected Programmes*. OECD/GD(97)105. Paris, FR, OECD.
- Onursal, B; Gautam, SP. 1997. *Vehicular Air Pollution: Experiences from Seven Latin American Urban Centers*. Washington, DC, US, International Bank for Reconstruction and Development/World Bank. (Technical Paper no. 373).
- O'Ryan, R. 1996. *Cost-Effective Policies to Improve Urban Air Quality in Santiago, Chile*. *Journal of Environmental Economics and Management* 31:302–313.
- Östermark, U. 1996. *Alkylkate Petrol. Environmental Aspects of Volatile Hydrocarbon Emissions*. Tesis de Ph.D. Gotemburgo, SE, Chalmers University of Technology.
- Ostrom, E. 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- \_\_\_\_\_. 1997. *The Comparative Study of Public Economies*. Acceptance Paper, The Frank E. Seidman Distinguished Award in Political Economy, Workshop in Political Theory and Policy Analysis. Sept. 26, Rhodes College, Memphis, TN.
- \_\_\_\_\_. 1999. *Coping with Tragedies of the Commons*. *Annual Review of Political Science* 2:493–535.
- \_\_\_\_\_; Burger, J; Field, CB; Norgaard, RB; Policansky, D. 1999. *Revisiting the Commons: Local Lessons, Global Challenges*. *Science* 284:278–282.
- \_\_\_\_\_; Schlager, E. 1996. *The Formation of Property Rights*. In Hanna, SS; Folke, C; Mäler, K-G. eds. *Rights to Nature: Ecological, Economic, Cultural, and Political Principles of Institutions for the Environment*. Washington, DC, US, Island Press.
- Oswald, AJ. 1998. *Happiness and Economic Performance*. *Economic Journal* 107:181–831.
- Otsuka, K; Chuma, H; Hayami, Y. 1992. *Theories of Share Tenancy: A Critical Survey*. *Economic Development and Cultural Change* 37:31–68.
- Ovuka, M. 2000. *More People, More Erosion? Land Use, Soil Erosion, and Soil Productivity in Murang'a District, Kenya*. *Journal of Land Degradation and Development* 11:111–124.
- Oxman, BH. 1997. *Human Rights and the United Nations Convention on the Law of the Sea*. *Columbia Journal of Transnational Law* 35:399–429.
- Pagiola, S. 2000. *Payments for Environmental Services: Environment Matters, Annual Review July 1999–June 2000*. Washington, DC, US, World Bank.
- Palmer, K; Oates, W; Portney, P. 1995. *Tightening Environmental Standards: The Benefit-Cost or the No-Cost Paradigm?* *Journal of Economic Perspectives* 9(4):119–132.
- Palmer, KL; Sigman, H; Walls, M. 1997. *The Cost of Reducing Municipal Solid Waste*. *Journal of Environmental Economics and Management* 33(2):128–150.
- Panayotou, T. 1993. *Green Markets: The Economics of Sustainable Development*. San Francisco, CA, US, ICS Press for the International Centre for Economic Growth.
- \_\_\_\_\_. 1995. *Effective Financing of Environmentally Sustainable Development in Eastern Europe and Central Asia*. Cambridge, MA, US, Harvard Institute for International Development, International Environment Program. (Environment Discussion Paper no. 10).
- \_\_\_\_\_. 1998. *Instruments of Change: Motivating and Financing Sustainable Development*. Londres, UK, Earthscan for United Nations Environment Programme.

- \_\_\_\_\_: Ashton, PS. 1992. *Not by Timber Alone: Economics and Ecology for Sustaining Tropical Forests*. Washington, DC, US, Island Press.
- Pargal, S; Wheeler, D. 1996. Informal Regulation of Industrial Pollution in Developing Countries: Evidence from Indonesia. *Journal of Political Economy* 104(6):1314–1327.
- Paris, R; Ruzicka, I. 1989. *Barking Up the Wrong Tree: The Role of Rent Appropriation in Sustainable Tropical Forest Management*. Manila, Philippines: Asian Development Bank, Environment Office. (Occasional Paper no. 1).
- Parry, IWH; Bento, A. 2001. Revenue Recycling and the Welfare Effects of Road Pricing. *Scandinavian Journal of Economics* 103(4, December):645–667.
- Parry, IWH; Robertson, R.C. 1999. A Second-Best Evaluation of Eight Policy Instruments to Reduce Carbon Emissions. *Resource and Energy Economics* 21(3-4):347–373.
- Pauly, D. 1997. Points of View: Putting Fisheries Management Back in Places. *Fish Biology and Fisheries* 7:125–127.
- Pearce, DW. 1999. Economics and Biodiversity Conservation in the Developing World. *Environment and Development Economics* 4(2):230–233.
- Peck, J. 1999. OECS Solid Waste Management Project. Evaluation Memo 990212. Washington, DC, US, World Bank, Environment Department.
- Pender, JL. 1996. Discount Rates and Credit Market: Theory and Evidence from Rural India. *Journal of Development Economics* 50(2):257–296.
- Perrings, C; Stern, D. 2000. Modeling Loss of Resilience in Agroecosystems: Rangelands in Botswana. *Environmental and Resource Economics* 16(2):185–210.
- \_\_\_\_\_; Walker, B. 1997. Biodiversity, Resilience, and the Control of Ecological- Economic Systems: The Case of Fire-Driven Rangelands. *Ecological Economics* 22(1):73–83.
- Pesaran, H; Smith, R. 1995. Alternative Approaches to Estimating Long-Run Energy Demand Elasticities: An Application to Asian Developing Countries. *In* Barker, T; Ekins, P; Johnstone, N. eds. *Global Warming and Energy Demand*. Londres, UK, Routledge. p. 19–46.
- Petrakis, E; Xepapadeas, A. 1996. Environmental Consciousness and Moral Hazard in International Agreements to Protect the Environment. *Journal of Public Economics* 60:95–110.
- Pezzey, J. 1992. The Symmetry between Controlling Pollution by Price and Controlling It by Quantity. *Canadian Journal of Economics* 25:983–991.
- Pierre, J; Peters, BG. 2000. *Governance, Politics and the State*. Londres, UK, Macmillan.
- Pigou, AC. 1932. *The Economics of Welfare*. 4 ed. Londres, UK, Macmillan.
- Pingali, PL; Gerpacio, RV. 1998. Towards Reduced Pesticide Use for Cereal Crops in Asia. *In* *Agriculture and the Environment*, edited by Luntz, E. Washington, DC: World Bank, 254–271.
- Pirttilä, J. 1998. Earmarking of Environmental Taxes: Efficient, After All. Helsinki, FI, Bank of Finland. (Discussion Paper no. 4/98).
- Pizer, WA. 1999. The Optimal Choice of Climate Change Policy in the Presence of Uncertainty. *Resource and Energy Economics* 21(3-4):255–287.
- Place, F; Hazell, P. 1993. Productivity Effects of Indigenous Land Tenure Systems in Sub-Saharan Africa. *American Journal of Agricultural Economics* 75(1):10–19.
- Platteau, J-P. 1984. The Drive Towards Mechanization of Small-Scale Fisheries in Kerala: A Study of the Transformation Process of Traditional Village Societies. *Development and Change* 15:65–103.

- \_\_\_\_\_. 1999. The Role of the Community in Understanding Poverty Linkages with Natural Resources Management. Working Paper. Namur, Belgium: University of Namur, Centre de Recherche en Economie du Developpement.
- \_\_\_\_\_. 2000. Does Africa Need Land Reform? *In* Toulmin, C; Quan, J. eds. *Evolving Land Rights, Policy and Tenure in Africa*. Londres, UK, International Institute for Environment and Development, Drylands Programme/ Department for International Development.
- Porter, M. 1990. *The Competitive Advantage of Nations*. New York, NY, US, The Free Press.
- \_\_\_\_\_; van der Linde, C. 1995. Towards a New Conception of the Environment: Competitiveness Relationship. *Journal of Economic Perspectives* 9(4):97-118.
- Portney, PR. 1990. *Public Policies for Environmental Protection 1* ed. Washington, DC, US, Resources for the Future.
- Poterba, JM. 1991. Is the Gasoline Tax Regressive? *In* Bradford, D. ed. *Tax Policy and the Economy*. Cambridge, MA, US, MIT Press. v. 5, p. 145-164.
- Prefeitura Municipal de Curitiba. 2002. Prefecture of Curitiba, Brazil, website (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [www.curitiba.pr.gov.br/](http://www.curitiba.pr.gov.br/)
- Probst, KN; Beierle, TC. 1999. *The Evolution of Hazardous Waste Programs: Lessons from Eight Countries*. Washington, DC, US, Resources for the Future, Center for Risk Management.
- Prosterman, RL; Riedinger, JM. 1987. *Land Reform and Democratic Development*. Baltimore, MD, US, Johns Hopkins University Press.
- Qu, G. 1991. *Environmental Management in China*. Beijing, CN, United Nations Environment Programme and China Environmental Science Press.
- Rabin, M. 1998. Psychology and Economics. *Journal of Economic Literature* 36(1):11-47.
- Rabinovitch, J. 1992. Curitiba: Towards Sustainable Urban Development. *Environment and Urbanization* 4(2):72-73.
- Rachlinski, JJ; Jordan, F. 1998. Remedies and the Psychology of Ownership. *Vanderbilt Law Review* 51:1541.
- Rahmstorf, S. 2000. The Thermohaline Ocean Circulation: A System with Dangerous Thresholds? [Editorial Comment]. *Climatic Change* 46:247-256.
- Ramamurti, R. (ed.). 1996. *Privatising Monopolies: Lessons from the Telecommunications and Transport Sectors in Latin America*. Baltimore, MD, US, Johns Hopkins University Press. p. 401.
- Randall, A; Taylor, MA. 2000. Incentive-Based Solutions to Agricultural Environmental Problems: Recent Developments in Theory and Practice. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 32(2):221-234.
- Ravallion, M. 1999. Is More Targeting Consistent with Less Spending? Paper presented at the World Bank Economists' Forum. May 3-4, Washington, DC, US.
- Rees, WE; Wackernagel, M. 1994. Ecological Footprints and Appropriated Carrying Capacity: Measuring the Natural Capital Requirements of the Human Economy. *In* Jansson, A-M; Hammer, M; Folke, C; Costanza, R. eds. *Investing in Natural Capital: The Ecological Economics Approach to Sustainability*. Washington, DC, US, Island Press.
- Regeringskansliet. 2001. Local Investment Programmes (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [miljo.regeringen.se/M-dep\\_fragor/hallbarutveckling/LIP/inenglish/index.htm](http://miljo.regeringen.se/M-dep_fragor/hallbarutveckling/LIP/inenglish/index.htm)
- Repetto, RC; Dower, RC; Jenkins, R; Geoghegan, J. 1992. *Green Fees: How a Tax Shift Can Work for the Environment and the Economy*. Washington, DC, US, World Resources Institute.

- Requate, T. 1998. Incentives to Innovate under Emission Taxes and Tradable Permits. *European Journal of Political Economy* 14(1):139–165.
- \_\_\_\_\_; Unold, W. 2001. Pollution Control by Options Trading under Imperfect Information. Paper presented at the European Association of Environmental and Resources Economists (EAERE) 2001 conference, Southampton, UK
- RFF (Resources for the Future). 2002. RFF Environment Library: Climate (en línea). Consultado en mar. 2002. Disponible en [www.rff.org/environment/climate.htm](http://www.rff.org/environment/climate.htm)
- Rhodes, RAW. 1996. The New Governance: Governing without Government. *Political Studies* 44:652–667.
- Riksdagsrevisorerna (Auditors of Parliament). 1998/99. Statligt Stöd Till Lokala Investeringsprogram för en Ekologiskt Hållbar Utveckling (State Grants to Local Investment Programs for an Ecologically Sustainable Development, in Swedish). Estocolmo, SE, Sveriges Riksdag. (Riksdagens revisorer Rapport 1998/99:8).
- Riksrevisionsverket (National Audit Office). 1999a. De Lokala Investeringsprogrammen i Praktiken: En Uppföljning av Kommunernas Arbete (The LIPs in Practice: A Follow-Up of Municipal Activities). Estocolmo, SE, Riksrevisionsverket.
- \_\_\_\_\_. 1999b. Miljarden Som Försvann (The Billion That Disappeared). Estocolmo, SE, Riksrevisionsverket.
- Roberts, E; Spence, M. 1979. Effluent Charges and Licenses Under Uncertainty. *Journal of Public Economics* 5:193–208.
- Rogat, J; Sterner, T. 1998. The Determinants of Gasoline Demand in Some Latin American Countries. *International Journal of Global Energy Issues* 11(1–4):162–170.
- Rogers, GW. 1979. Alaska's Limited Entry Program: Another View. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36:783–788.
- Rosander, P. 1998. Vad har Miljömärkning av Kemtekniska Produkter Inneburit för Reningsverken? (en línea) Estocolmo, SE, Svenska Naturskyddsföreningen. Consultado abr. 2002. Disponible en [www.snf.se/pdf/bmv/rap-bmv-reningsverk.pdf](http://www.snf.se/pdf/bmv/rap-bmv-reningsverk.pdf)
- Rosenzweig, MR. 1988a. Risk, Implicit Contracts, and the Family in Rural Areas of Low Income Countries. *Economic Journal* 78(2):245–250.
- \_\_\_\_\_. 1988b. Risk, Private Information, and the Family. *American Economic Review* 78(2):245–250.
- \_\_\_\_\_; Binswanger, HP. 1994. Wealth, Weather Risk, and the Profitability of Agricultural Investment. *Economic Journal* 103:56–78.
- Rouwendal, J. 1996. An Economic Analysis of Fuel Use per Kilometre by Private Cars. *Journal of Transport Economics and Policy* 30:3–14.
- Ruddle, K. 1988. Social Principles Underlying Traditional Inshore Fishery Management Systems in the Pacific Basin. *Marine Resource Economics* 5:351–363.
- \_\_\_\_\_; Hviding, E; Johannes, R. 1992. Marine Resources Management in the Context of Customary Tenure. *Marine Resource Economics* 7:249–273.
- Russell, CS; Harrington, W; Vaughan, WJ. 1986. Enforcing Pollution Control Laws. Washington, DC, US, Resources for the Future.
- \_\_\_\_\_; Powell, PT. 1996. Choosing Environmental Policy Tools: Theoretical Cautions and Practical Considerations. Washington, DC, US, Inter-American Development Bank.

- Ruzicka, I. 1979. Rent Appropriation in Indonesian Logging: East Kalimantan. *Bulletin of Indonesian Economic Studies* 15(2):45–74.
- Sadoulet, E; Fukui, S; de Janvry, A. 1994. Efficient Share Tenancy Contracts under Risk: The Case of Two Rice-Growing Villages in Thailand. *Journal of Development Economics* 45(2):225–243.
- Sairinen, R; Teittinen, O. 1999. Voluntary Agreements as an Environmental Policy Instrument in Finland. *European Environment* 9(2):67–74.
- Samuelson, P. 1983. Thünen at Two Hundred. *Journal of Economic Literature* 21(4):1468–1488.
- Samuelson, PA. 1954. The Pure Theory of Public Expenditure. *Review of Economics and Statistics* 36:387–389.
- . 1955. Diagrammatic Exposition of a Pure Theory of Public Expenditure. *Review of Economics and Statistics* 37:350–356.
- Sanford, RM; Stroud, HB. 2000. Evaluating the Effectiveness of Act 250 in Protecting Vermont Streams. *Journal of Environmental Planning and Management* 43(5):623–641.
- Sankar, U. 1998. Laws and Institutions Relating to Environmental Protection in India. Artículo presentado en la conferencia The Role of Law and Legal Institutions in Asian Economic Development. Nov. 1–4, Erasmus University, Rotterdam, NE.
- Sayeg, P. 1998. Successful Conversion to Unleaded Gasoline in Thailand. Washington, DC, US, International Bank for Reconstruction and Development/World Bank. (Technical Paper no. 410).
- Schaefer, MB. 1954. Some Aspects of the Dynamics of Populations Important to the Management of Commercial Marine Fisheries. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission* 1:25–56.
- Scherr, SJ. 2000. A Downward Spiral? Research Evidence on the Relationship between Poverty and Natural Resource Degradation. *Food Policy* 25:479–498.
- Schneider, RR. 1995. Government and the Economy on the Amazon Frontier. Washington, DC, US, World Bank. (Environment Paper no. 11).
- Schug, DM. 1996. The Revival of Territorial Use Rights in Pacific Island Inshore Fisheries. *In* Borgese, EM; Ginsburg, N; Morgan, JR. eds. *Ocean Yearbook*, no. 12. Chicago, IL, US, University of Chicago Press.
- Schwartz, J. 1994. Low Level Lead Exposure and Children's IQ: A Meta Analysis and Search for a Threshold. *Environmental Research* 65(1):42–55.
- Scott, A. 1955. The Fishery: The Objectives of Sole Ownership. *Journal of Political Economics* 63:116–124.
- . 1983. *Natural Resources and the Economics of Conservation*. Ottawa, Ontario, CA, Carleton University Press.
- . 1993. Obstacles to Fishery Self-Government. *Marine Resource Economics* 8:187–199.
- Segerson, K. 1988. Uncertainty and Incentives for Nonpoint Pollution Control. *Journal of Environmental Economics and Management* 15(1):87–98.
- . 1993. Liability Transfers: An Economic Assessment of Buyer and Lender Liability. *Journal of Environmental Economics and Management* 25(1):S46–S63.
- ; Miceli, TJ. 1999. Voluntary Approaches to Environmental Protection: The Role of Legislative Threats. *In* *Voluntary Approaches in Environmental Policy*. Dordrecht, NE, Kluwer Academic. p. 105–120. (Fondazione Eni Enrico Mattei Series on Economics, Energy, and Environment, vol. 14).
- Sen, A. 1981. *Poverty and Famines: An Essay on Entitlement and Deprivation*. Oxford, UK, Oxford University Press.
- . 1999. *Development as Freedom*. Oxford, UK, Oxford University Press.

- SEPA (Swedish Environmental Protection Agency). 1997. *Environmental Taxes in Sweden: Economic Instruments of Environmental Policy*. Estocolmo, SE, SEPA. (Report 4745).
- \_\_\_\_\_. 2000. *The Swedish Charge on Nitrogen Oxides*. Report. Estocolmo, SE, SEPA.
- Seroa da Motta, R; Huber, RM; H. Ruitenbeek, H. 1999. *Market Based Instruments for Environmental Policymaking in Latin America and the Caribbean: Lessons from Eleven Countries*. *Environment and Development Economics* 4(2):177–201.
- Shah, JJ; Nagpal, T (eds.). 1997. *Urban Air Quality Management Strategy in Asia: Metro Manila Report*. Washington, DC, US, International Bank for Reconstruction and Development/World Bank. (Technical Paper no. 380).
- \_\_\_\_\_; Nagpal, T; Brandon, C.J. (eds.). 1997. *Urban Air Quality Management Strategy in Asia: Guide Book*. Washington, DC, US, International Bank for Reconstruction and Development/World Bank.
- Shell. 2001. *People, Planet, and Profits. The Shell Report 06–04–2001* (en línea). Consultado jul. 2001. Disponible en [www.shell.com](http://www.shell.com)
- Shibli, A; Markandya, A. 1995. *Industrial Pollution Control Policies in Asia: How Successful Are the Strategies?* *Asian Journal of Environmental Management* 3(2):87–117.
- Shiferaw, B; Holden, ST. 1999. *Soil Erosion and Smallholders' Conservation Decisions in the Highlands of Ethiopia*. *World Development* 27(4):739–752.
- Shogren, JF; Crocker, TD. 1999. *Risk and Its Consequences*. *Journal of Environmental Economics and Management* 37(1):44–51.
- Shortle, JS; Horan, RD; Abler, DG. 1998. *Research Issues in Nonpoint Pollution Control*. *Environmental and Resource Economics* 11(3–4):571–585.
- Shrestha, KB. 1996. *Nepal Madhyasthata Samuha: Community Forestry in Nepal—An Overview of Conflict*. Katmandu, NE, International Centre for Integrated Mountain Development. (Discussion Paper Series, no. MNR 96/2).
- Sida (Swedish International Development Cooperation Agency). 1998. *Policy on Urban Transport Development*. Draft. December. Estocolmo, SE, Sida.
- Simpson, R. 1995. *Optimal Pollution Taxation in a Cournot Duopoly*. *Environmental and Resource Economics* 6:359–369.
- \_\_\_\_\_; Sedjo, RA. 1996. *Paying for the Conservation of Endangered Ecosystems: A Comparison of Direct and Indirect Approaches*. *Environment and Development Economics* 1:241–257.
- Sinclair-Desgagné, B; Gabel, HL. 1997. *Environmental Auditing in Management Systems and Public Policy*. *Journal of Environmental Economics and Management* 33(3):331–347.
- SIWI (Stockholm International Water Institute). 2000. *SIWI website* (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [www.siwi.org/menu/menu.html](http://www.siwi.org/menu/menu.html)
- Skonhofs, A. 1998. *Resource Utilization, Property Rights, and Welfare: Wildlife and the Local People*. *Ecological Economics* 26:67–80.
- Slunge, D; Sterner, T. 2001. *Implementation of Policy Instruments for Chlorinated Solvents*. *European Environment* 11(5):281–296.
- Small, KA. 1992. *Urban Transportation Economics*. Reading, UK, Harwood Academic.
- Small, KA; Kazimi, C. 1995. *On the Costs of Air Pollution from Motor Vehicles*. *Journal of Transport Economics and Policy* 29:7–32.
- Smith, JM. 1982. *Evolution and the Theory of Games*. Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- Smith, R; Tsur, Y. 1997. *Asymmetric Information and the Pricing of Natural Resources: The Case of Unmetered Water*. *Land Economics* 73(3):392–403.



- Smith, RBW; Tomasi, TD. 1995. Transaction Costs and Agricultural Nonpoint-Source Water Pollution Control Policies. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 20(2):277-290.
- Smith, VH; Goodwin, BK. 1996. Crop Insurance, Moral Hazard, and Agricultural Chemical Use. *American Journal of Agricultural Economics* 78(2):428-438.
- Smith, VK; Walsh, R. 2000. Do Painless Environmental Policies Exist? *Journal of Risk and Uncertainty* 21(1):73-94.
- Smith, VL; Waker, JM. 1993. Monetary Rewards and Decision Cost in Experimental Economics. *Economic Inquiry* 31(2):245-261.
- Solyom, P; Lindfors, L-G. 1998. Evaluation of Nordic Eco-Labeling for Eight Groups of Products Containing Surface Active Agents. Estocolmo, SE, IVL. (Report to the Swedish Environmental Research Institute (IVL) no. B1307). SOU (Statens Offentliga Utredningar). 1991. Konkurrensneutral Beskattning. SOU 1991:90. Estocolmo, SE, Allmänna Förlaget.
- \_\_\_\_\_. 1997. Skatter, Miljö och Sysselsättning. SOU 1997:11. Estocolmo, SE, Allmänna Förlaget.
- Spulber, DF. 1985. Optimal Environmental Regulation under Asymmetric Information. *Journal of Public Economics* 35:163-181.
- Stavins, RN. 1996. Correlated Uncertainty and Policy Instrument Choice. *Journal of Environmental Economics and Management* 30(2):218-232.
- \_\_\_\_\_. 1998. What Can We Learn from the Grand Policy Experiment? Lessons from SO2 Allowance Trading. *Journal of Economic Perspectives* 12(3):69-88.
- \_\_\_\_\_. 2001. Experience with Market-Based Environmental Policy Instruments. In Mäler, K-G; Vincent, J. eds. *The Handbook of Environmental Economics*. Amsterdam, NE, North-Holland/Elsevier Science.
- Stavins, RN; Whitehead, B. 1997. *Thinking Ecologically: The Next Generation of Environmental Policy*. New Haven, CT, US, Yale University Press.
- Stavins, RN; Zyllicz, T. 1995. Environmental Policy in a Transition Economy: Designing Tradable Permits for Poland. Cambridge, MA, US, Harvard Institute for International Development, International Environment Program. (Environment Discussion Paper no. 9).
- Sternier, T. 1989. Oil Products in Latin America: The Politics of Energy Pricing. *The Energy Journal* 10(2):25-45.
- \_\_\_\_\_. 1991. Gasoline Demand in the OECD: Choice of Model and Data Set in Pooled Estimations. *OPEC Review* 15(2):91-101.
- \_\_\_\_\_. 1993. Policy Instruments for a Sustainable Economy. In *Economic Instruments for Environmental Management in Developing Countries*. Proceedings of a Workshop Held at OECD Headquarters (oct. 1992, Paris, FR) Paris, FR, Organisation for Economic Co-operation and Development. Capítulo 5.
- \_\_\_\_\_. (ed.). 1994. *Economic Policies for Sustainable Development*. Dordrecht, NE, Kluwer Academic.
- \_\_\_\_\_. 1996. Environmental Tax Reform, Theory, Industrialized Country Experience, and Relevance in LDCs. In Lundahl, M; Ndulu, BJ. eds. *New Directions in Development Economics? Growth, Environmental Concerns, and Government in the 1990s*. Londres, UK, Routledge.
- \_\_\_\_\_. 1999. *The Market and the Environment: The Effectiveness of Market-Based Policy Instruments for Environmental Reform*. Cheltenham, UK, Edward Elgar.

- \_\_\_\_\_: Bartelings, H. 1999. Household Waste Management in a Swedish Municipality: Determinants of Waste Disposal, Recycling and Composting. *Environmental and Resource Economics* 13(4):473–491.
- \_\_\_\_\_: Belhaj, M. 1989. Les Prix de l'Énergie en Afrique. *Revue de l'Énergie* 415(November):3–11.
- \_\_\_\_\_: Dahl, C. 1992. Modelling the Demand for Highway Transport Fuels. In Sterner, T. ed. *International Energy Economics*. Londres, UK, Chapman and Hall
- \_\_\_\_\_: Dahl, C; Franzén, M. 1992. Gasoline Tax Policy, Carbon Emissions, and the Environment. *Journal of Transport and Economic Policy* 26:109–120.
- \_\_\_\_\_: Franzén, M. 1995. Long-Run Demand Elasticities for Gasoline. In Barker, T; Johnstone, N; Ekins, P. eds. *Global Warming and Energy Elasticities*. London, UK, Routledge.
- \_\_\_\_\_: Höglund, L. 2000. Output-Based Refunding of Emission Payments: Theory, Distribution of Costs, and International Experience. Washington, DC, US, Resources for the Future. (Discussion Paper no. 00-29).
- \_\_\_\_\_: Segnestam, M. 2001. Miljö Och Fattigdom. Estocolmo, SE, Sida.
- Stevenson, GG. 1991. *Common Property Economics: A General Theory and Land Use Applications*. Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- Stiglitz, JE. 1974. Incentives and Risk-Sharing in Sharecropping. *Review of Economic Studies* 41(2):219–255.
- \_\_\_\_\_. 1999. Whither Reform? Ten Years of the Transition [keynote address]. In Pleskovic, B; Stiglitz, JE. eds. *Annual World Bank Conference on Development Economics 1999*. Washington, DC, US, World Bank.
- Stone, CD. 1995. What To Do about Biodiversity: Property Rights, Public Goods, and the Earth's Biological Riches. *Southern California Law Review* 68:577–620.
- Strand, J. 1994. Environmental Accidents under Moral Hazard and Limited Firm Liability. *Environmental and Resource Economics* 4(5):495–509.
- \_\_\_\_\_. 1996. On First-Best Environmental Taxation under Moral Hazard. In Eide, E; van den Bergh, R. eds. *Law and Economics of the Environment*. Oslo, Juridisk. p. 231–243.
- Svenska Naturskyddsföreningen. 1999. Hushållskemikalier i Förändring. Estocolmo, SE, Svenska Naturskyddsföreningen.
- Tarhoaca, C; Zinnes, C. 1996. Revenue Considerations for Establishing an Environmental Fund: The Case of Romania. April. Cambridge, MA, US, Harvard Institute for International Development, International Environment Program. (Environment Reprint Series, no. 2).
- Teclaff, LA. 1985. *Water in Historical Perspective*. Buffalo, NY, US, W.S. Hein.
- Temple, F. 1999. Comments by Fred Temple, World Bank country director, quoted by Reuters. March 8.
- Templeton, S; Scherr, S. 1997. Population Pressure and Micro-Economy of Land Management in Hills and Mountains of Developing Countries. Washington, DC, US, International Food Policy Research Institute.
- \_\_\_\_\_. 1999. Effects of Demographic and Related Microeconomic Change on Land Quality in Hills and Mountains in Developing Countries. *World Development* 27(6):903–918.
- Tenbrunsel, DM; Messick, AE. 1999. Sanctioning Systems, Decision Frames, and Cooperation. *Administrative Science Quarterly* 44:684–707.
- Thomas, A. 1995. Regulating Pollution under Asymmetric Information: The Case of Industrial Wastewater Treatment Activity. *Journal of Environmental Economics and Management* 28(3):357–373.

- Thomas, V; Wang, Y. 1998. Missing Lessons of East Asia: Openness, Education, and the Environment. Artículo preparado para la World Bank Annual Conference on Development in Latin America and the Caribbean, Trade: Towards Open Regionalism. June 29–July 1, 1997, Montevideo, UY.
- Thonias, VM. 1995. The Elimination of Lead in Gasoline. *Annual Review of Energy and Environment* 20:301–324.
- Thomson, D. 1980. Conflict within the Fishing Industry. *ICLARM Newsletter* 3:3–4.
- Thorpe, SG. 1997. Fuel Economy Standards, New Vehicle Sales, and Average Fuel Efficiency. *Journal of Regulatory Economics* 11:311–326.
- Tiebout, CM. 1956. A Pure Theory of Local Expenditures. *Journal of Political Economy* 64:416–424.
- Tietenberg, TH. 1985. Emissions Trading, an Exercise in Reforming Pollution Policy. Washington, DC, US, Resources for the Future.
- \_\_\_\_\_. 1990. Economic Instruments for Environmental Regulation. *Oxford Review of Economic Policy* 6(1):17–33.
- \_\_\_\_\_. 1992. *Environmental and Natural Resource Economics*. New York, NY, US, HarperCollins.
- \_\_\_\_\_. 1994. *Economics and Environmental Policy*. Aldershot, Hampshire, UK, Edward Elgar.
- \_\_\_\_\_. 1995. Transferable Discharge Permits and Global Warming. In Bromley, DW, ed. *The Handbook of Environmental Economics*. Oxford, UK, Basil Blackwell. p. 317–352.
- \_\_\_\_\_. 1998. Disclosure Strategies for Pollution Control. In Sterner, T, ed. *The Market and the Environment*. Cheltenham, UK, Edward Elgar.
- Tiffen, M; Mortimore, M; Gichuki, F. 1994. More People, Less Erosion: Environmental Recovery in Kenya. New York, NY, US, John Wiley & Sons.
- Tlaiye, L; Biller, D. 1994. Successful Environmental Institutions: Lessons from Colombia and Curitiba, Brazil. Washington, DC, US, World Bank, Latin and the Caribbean Environment Unit. (LATEN Dissemination Note 12).
- Toman, M; Morgenstern, R; Anderson, J. 1999. The Economics of “When” Flexibility in the Design of Greenhouse Gas Abatement Policies. *Annual Review of Energy and Environment* 24:431–460.
- Toman, MA. (ed.). 2001. *Climate Change Economics and Policy: An RFF Anthology*. Washington, DC, US, Resources for the Future.
- Toulmin, C; Quan, J. (eds.). 2000. *Evolving Land Rights, Policy, and Tenure in Africa*. Londres, UK, International Institute for Environment and Development, Drylands Programme/Department for International Development.
- Transport for London. 2002. Transport for London website (en línea). Consultado mar. 2002. Disponible en [www.transportforlondon.gov.uk](http://www.transportforlondon.gov.uk)
- Transportation Research Board. 1994. *Curbing Gridlock: Peak Period Fees To Relieve Traffic Congestion*. Washington, DC, US, National Research Council, Transportation Research Board. v. 2. (Transportation Research Board Special Report 242).
- Tuck, L; Lindert, K. 1996. From Universal Food Subsidies to a Self Targeted Program. Washington, DC, US, World Bank. (Discussion Paper no. 351).
- Tullock, G. 1965. *The Politics of Bureaucracy*. Washington, DC, US, Public Affairs Press.
- \_\_\_\_\_. 1981. Why So Much Stability? *Public Choice* 37(2):189–202.
- Turvey, R. 1963. On Divergences between Social Cost and Private Cost. *Economica* 30:309–313.
- Tversky, A; Kahneman, D. 1981. The Framing of Decisions and the Psychology of Choice. *Science* 211:453–458.

- Ulph, A. 1996. Environmental Policy Instruments and Imperfectly Competitive International Trade. *Environmental and Resource Economics* 7(4):333–355.
- UNDP/World Bank ESMAP. 1996. Elimination of Lead in Gasoline in Latin America and the Caribbean. Report no. 194/97EN. December. Washington, DC: United Nations Development Programme/World Bank Energy Sector Management Assistance Program.
- \_\_\_\_\_. 1998. Harmonization of Fuels Specifications in Latin America and the Caribbean. Report no. 203/98EN. June. Washington, DC: United Nations Development Programme/World Bank Energy Sector Management Assistance Program.
- UNEP (United Nations Environment Programme). 1999. Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and Their Disposal (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [www.basel.int/meetings/sbc/liab10-2.htm](http://www.basel.int/meetings/sbc/liab10-2.htm)
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). 2002. United Nations Framework Convention on Climate Change home page (en línea). Consultado mar. 2002. Disponible en [www.unfccc.de/](http://www.unfccc.de/)
- United Nations. 1948. Universal Declaration of Human Rights (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [www.un.org/Overview/rights.html](http://www.un.org/Overview/rights.html)
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1998. Partners for the Environment: Collective Statement of Success. Washington, DC, US, U.S. EPA, Office of Reinvention.
- \_\_\_\_\_. 2000a. EPA Sets Enforcement Records in 1999. Press release (en línea). Jan. 19. Consultado sept. 2002. Disponible en [yosemite1.epa.gov/opa/admpress.nsf/016bcfb1deb9fec85256aca005d74df/4fe231640d8982c48525686b005a3b8c?OpenDocument](http://yosemite1.epa.gov/opa/admpress.nsf/016bcfb1deb9fec85256aca005d74df/4fe231640d8982c48525686b005a3b8c?OpenDocument)
- \_\_\_\_\_. 2000b. Toxics Release Inventory (TRI) Program, 1998 Public Data Release Report (en línea). Consultado mar. 2002. Disponible en [www.epa.gov/triinter/tridata/tri98/pdr/index.htm](http://www.epa.gov/triinter/tridata/tri98/pdr/index.htm)
- \_\_\_\_\_. 2001. The United States Experience with Economic Incentives for Protecting the Environment. EPA-240-R-01-001. January. Washington, DC, US, U.S. EPA.
- \_\_\_\_\_. 2002a. Emissions Exchange, Cantor Fitzgerald EBS, and Fieldston Publications (en línea). Consultado mar. 2002. Disponible en [www.epa.gov/docs/acidrain/ats/pricetbl.html](http://www.epa.gov/docs/acidrain/ats/pricetbl.html)
- \_\_\_\_\_. 2002b. Pollution Prevention Directory (en línea). Consultado ene. 2002. Disponible en [www.epa.gov/ChemLibPPD/ppdir.txt](http://www.epa.gov/ChemLibPPD/ppdir.txt)
- \_\_\_\_\_. 2002c. Monthly Average Price of Sulfur Dioxide Allowances (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [www.epa.gov/airmarkets/trading/so2market/prices.html](http://www.epa.gov/airmarkets/trading/so2market/prices.html)
- \_\_\_\_\_. 2002d. Superfund home page. Construction Completions at National Priorities List (NPL) Sites—by Number (en línea). Consultado mar. 2002. Disponible en [www.epa.gov/superfund/sites/query/queryhtm/nplccl1.htm](http://www.epa.gov/superfund/sites/query/queryhtm/nplccl1.htm)
- Verhoef, E. 1994. External Effects and Social Costs of Road Transport. *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 28:273–287.
- \_\_\_\_\_; Nijkamp, P; Rietveld, P 1995. Second-Best Regulation of Road Transport Externalities. *Journal of Transport Economics and Policy* 29:147–167.
- Vickrey, WS. 1963. Pricing in Urban and Suburban Transport. *American Economic Review Papers and Proceedings* 43:452–465.
- \_\_\_\_\_. 1969. Congestion Theory and Transport Investment. *American Economic Review* 59(2):251–260.
- Victoria Transport Institute. 2001. Online Transportation Demand Management Encyclopedia (en línea). Consultado mar. 2002. Disponible en [www.vtpi.org/tm/tm35.htm](http://www.vtpi.org/tm/tm35.htm)

- Vincent, JR; Ali, RM. Associates. 1997. *Environment and Development in a Resource-Rich Economy: Malaysia Under the New Economic Policy*. Cambridge, MA, US, Harvard Institute for International Development.
- \_\_\_\_\_; Farrow, S. 1997. A Survey of Pollution Charge Systems and Key Issues in Policy Design. *In* Bluffstone, R; Larson, BA. *Controlling Pollution in Transition Economies*. Cheltenham, UK, Edward Elgar.
- Viton, PA. 1995. Private Roads. *Journal of Urban Economics* 37(3):260–289.
- Vitousek, PM; Ehrlich, PR; Erlich, AH; Matson, P. 1986. Human Appropriation of the Products of Photosynthesis. *BioScience* 36:368–373.
- \_\_\_\_\_; Mooney, HA; Lubchenco, J; Melillo, JM. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277:494–499.
- Walker, TS; Jodha, NS. 1986. How Small Farm Households Adapt to Risk. *In* Hazell, P; Pomareda, C; Valdes, A. eds. *Crop Insurance for Agricultural Development: Issues and Experience*. Baltimore, MD, US, Johns Hopkins University Press.
- Wallart, N. 1999. *The Political Economy of Environmental Taxes*. Cheltenham, UK, Edward Elgar.
- Walsh, M. 1994. Environmental Regulation of Transport: US, OECD and Global Trends in Legislation and Policy. *In* Sterner, T. ed. *Economic Policies for Sustainable Development*. Dordrecht, NE, Kluwer Academic.
- Walsh, MP (ed.). 2000. *Car Lines*. Issue 3 (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [walschcarlines.com](http://walschcarlines.com)
- Walters, AA. 1961. The Theory and Measurements of Private and Social Cost of Highway Congestion. *Econometrica* 29:676–699.
- Wang, H; Wheeler, D. 1996. Pricing Industrial Pollution in China. Washington, DC, US, World Bank. (Policy Research Working Paper 1644).
- \_\_\_\_\_. 1999. Pricing Industrial Pollution and Economic Development in China: An Econometric Analysis of the Pollution Levy System. Artículo presentado en el World Bank Economists' Forum. May 3–4, Washington, DC, US.
- Wang, SD. 1995. The Surf Clam ITQ Management: An Evaluation. *Marine Resource Economics* 10:93–98.
- Watabe, A. 1992. On Economic Incentives for Reducing Hazardous Waste Generation. *Journal of Environmental Economics and Management* 23(2):154–160.
- Watson, R; Pauly, D. 2001. Systematic Distortions in World Fisheries Catch Trends. *Nature* 414:534–536.
- Watkins, CW; Barret, M; Paine, JR. 1996. *Private Protected Areas: A Preliminary Study of Private Initiatives To Conserve Biodiversity in Selected African Countries*. December. Cambridge, UK, World Conservation Monitoring Centre.
- Watson, DJ. 1982. Subsistence Fish Exploitation and Implications for Management in the Baram River System, Sarawak, Malaysia. *Fisheries Research* 1:299–310.
- Weiss, Y; Fershtman, C. 1998. Social Status and Economic Performance: A Survey. *European Economic Review* 42:801–820.
- Weitzman, ML. 1974. Prices vs. Quantities. *Review of Economic Studies* 41:225–234.
- \_\_\_\_\_. 2002. Landing Fees vs. Harvest Quotas with Uncertain Fish Stocks. *Journal of Environmental Economics and Management* 43(2):325–338.
- We the Peoples. 1995. Chipko Movement, India. We the Peoples: 50 Communities project website (en línea). Consultado abr. 2002. Disponible en [www.iisd.org/50comm/commdb/desc/d07.htm](http://www.iisd.org/50comm/commdb/desc/d07.htm)

- White, T; Anderson, R; Ford, C. 1995. The Emergence and Evolution of Collective Action: Lessons from Watershed Management in Haiti. *World Development* 23(10):1683–1698.
- White, MJ; Wittman, D. 1982. Pollution Taxes and Optimal Spatial Location. *Economica* 49(195):297–311.
- WHO (World Health Organization). 1987. Air Quality Guidelines for Europe. Copenhagen, DK, WHO.
- \_\_\_\_\_. 2001. An Anthology on Women, Health, and Environment: Water (en línea). Consultado may.
- \_\_\_\_\_. 2002. Disponible en [www.who.int/ environmental\\_information/Women/9411wat.pdf](http://www.who.int/environmental_information/Women/9411wat.pdf)
- Wiel, SC. 1914. Theories of Water Law. *Harvard Law Review* 27:530–540
- \_\_\_\_\_. 1918. Origin and Comparative Development of the Law of Watercourses in the Common Law and in the Civil Law. *California Law Review* 6:254–255
- Wiener, JB. 1999. Global Environmental Regulation: Instrument Choice *In* Legal Context. *Yale Law Journal* 108:677–690.
- Wilén, JE. 2000. Renewable Resource Economists and Policy: What Differences Have We Made? *Journal of Environmental Economics and Management* 39:306–327.
- Wilske, Å. 1999. Miljöutvärdering av Bra Miljöval för Husällskemikalier. A report for the Svenska Naturskyddsföreningen. Gotemburgo, SE, Svenska Naturskyddsföreningen.
- Wolf, MA. (ed.). 2001. Powell on Real Property. Newark, NJ: Mathew Bender.
- Wood, R; Handley, J; Kidd, S. 1999. Sustainable Development and Institutional Design: The Example of the Mersey Basin Campaign. *Journal of Environmental Planning and Management* 42(3):341–354.
- World Bank. 1991. World Development Report 1990: Poverty. New York, NY, US, Oxford University Press for the World Bank.
- \_\_\_\_\_. 1995. Staff Appraisal Report for a Solid Waste Management Project, Latin America and the Caribbean Region Division. April. Washington, DC, US, World Bank.
- \_\_\_\_\_. 1996. Sustainable Transport: Priorities for Policy Reform. Washington, DC, US, World Bank. (Development in Practice Series).
- \_\_\_\_\_. 1997. Five Years after Rio: Innovations in Environmental Policy. Washington, DC, US, World Bank. (Environmentally Sustainable Development Studies and Monograph Series, no. 18).
- \_\_\_\_\_. 1998a. National Commitment Building Program to Phase Out Lead from Gasoline in Azerbaijan, Kazakhstan, and Uzbekistan: Summary Report. Washington, DC, US, World Bank.
- \_\_\_\_\_. 1998b. Pollution Prevention and Abatement Handbook. Washington, DC, US, World Bank.
- \_\_\_\_\_. 2000. Greening Industry: New Roles for Communities, Markets, and Governments. World Bank Policy Research Report. New York, NY, US, Oxford University Press.
- \_\_\_\_\_. 2002. Using Market-Based Instruments in the Developing World: The Case of Pollution Charges in Colombia (en línea). Consultado mar. 2002. Disponible en [www.worldbank.org/NIPR/lac-sem/columpres](http://www.worldbank.org/NIPR/lac-sem/columpres)
- World Commission on Environment and Development. 1987. Our Common Future. Oxford, UK, Oxford University Press.
- Worldwatch Institute. 1993. State of the World 1993: A Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society. New York, NY, US, W.W. Norton.
- \_\_\_\_\_. (Brown, LR; Abramovitz, J; Bright, C; Flavin, C; Gardner, G; Kane, H; Platt, A; Postel, S; Roodman, D; Sachs, A; Starke, L). 1996. State of the World 1996: A Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society. New York, NY, US, W.W. Norton.
- Wright, MG. 1994. An Economic Analysis of Coral Reef Protection in Negril, Jamaica. Tesis Mag. Sc. Williamstown, MA, US, Williams College.

- Wright, PA. 1996. Regulation of Petroleum Product Pricing in Africa: A Proposed System Based on Studies of Four Sub-Saharan Countries. August. Washington, DC, US, World Bank, Industry and Energy Department. (IEN Occasional Paper no. 7).
- Wu, JJ. 1999. Crop Insurance, Acreage Decisions, and Nonpoint-Source Pollution. *American Journal of Agricultural Economics* 81(2):305–320.
- \_\_\_\_\_; Babcock, BA. 2001. Spatial Heterogeneity and the Choice of Instruments to Control Nonpoint Pollution. *Environmental and Resource Economics* 18(2):173–192.
- Xepapadeas, A. 1991. Environmental Policy under Imperfect Information: Incentives and Moral Hazard. *Journal of Environmental Economics and Management* 20:113–126.
- \_\_\_\_\_. 1997. *Advanced Principles in Environmental Policy*. Aldershot, Hampshire, UK, Edward Elgar.
- \_\_\_\_\_; de Zeeuw, A. 1999. Environmental Policy and Competitiveness: The Porter Hypothesis and the Composition of Capital. *Journal of Environmental Economics and Management* 37(2):165–182.
- Xu, K; Windle, RJ; Grimm, CM; Corsi, TM. 1994. Re-evaluating Returns to Scale in Transportation. *Journal of Transport Economics and Policy* 28(3):275–286.
- Yohe, GW; MacAvoy, P. 1987. A Tax Cum Subsidy Regulatory Alternative for Controlling Pollution. *Economic Letters* 25:177–182.
- Zamparutti, A. 1999. *Environment in the Transition to a Market Economy: Progress in Central and Eastern Europe and the New Independent States*. Paris, FR, OECD.
- Zhang, Z. 1998. *The Economics of Energy Policy in China: Implications for Global Climate Change*. Cheltenham, UK, Edward Elgar.
- Zhao, J. 2000. Trade and Environmental Distortions: Coordinated Intervention. *Environmental and Development Economics* 5(4):361–375.
- Zilberman, D; Millock, K. 1997. Pesticide Use and Regulation: Making Economic Sense Out of an Externality and Regulation Nightmare. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 22(2):321–332.
- \_\_\_\_\_; Templeton, S; Khanna, M. 1999. Agriculture and the Environment: An Economic Perspective with Implications for Nutrition. *Food Policy* 24(2-3):211–229.
- Zinnes, CF. 1997. The Road to Creating an Integrated Pollution Charge and Permitting System in Romania. In Bluffstone, R; Larson, BA. eds. *Controlling Pollution in Transition Economies*. Cheltenham, UK, Edward Elgar.
- Zylicz, T. 1994. Environmental Policy Reform in Poland. In Sterner, T. eds. *Economic Policies for Sustainable Development*. Dordrecht, NE, Kluwer Academic.

# Índice

“n.” indica una nota al final del capítulo; los números de página en cursiva denotan figuras, cuadros o recuadros.

- A Broad Compilation of Water Law*, 64
- Acidificación, 237
- Acuerdos ambientales, 127-130, 134
- Acuerdos voluntarios (AV), 127-130
- Adaptación de los modelos a los ecosistemas
- bioeconomía y manejo de ecosistemas, 41-47
  - curva logística de crecimiento, 37-38
  - heterogeneidad espacial y uso de la tierra, 50-54
  - lecturas adicionales, 53
  - manejo en un entorno inter-temporal, 47-50
  - modelo bioeconómico de una pesquería, 37-41
  - modelo biológico de Lotka-Volterra, 39
  - modelo de Gordon-Schaefer, 39, 45
  - modelos simplificados, 45-46
  - principio precautorio, 42, 46
  - sobresimplificación, 46
- “Adicionalidad”, 219
- África
- elasticidades, 260
  - manejo del agua, 376-378
  - precios del combustible, 256-257
  - sistemas de pesca, 403
  - uso de plaguicidas, 425-426
- Aga Khan Rural Support Program* (Pakistán), 433 (n. 9)
- Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (*ver* US Environmental Protection Agency)
- Agencias de protección ambiental, 124, 136, 212  
(*ver* *agencias y ministerios específicos*)  
políticas híbridas y, 161-163
- Agenda 21, 136-137
- Agricultura
- agua para (*ver* Agua para agricultura)
  - aparcería, 417-418, 424-428
  - compensación por servicios ecosistémicos, 422, 423
  - conflictos de interés, 424
  - conservación de la tierra/suelos y, 419, 422-423
  - contaminación de fuente difusa, 170-172, 417, 419-421, 465
  - crecimiento poblacional y, 422-423
  - derechos de propiedad y, 419, 422-424
  - eco-impuestos en la agroindustria, 428-432
  - escorrentía, manejo de la, 419-421
  - eutrofización y, 419-421
  - factores y consideraciones, 417-419
  - forrajeo y, 425
  - función de producción en el manejo de aguas, 379-380
  - incentivos, 419, 421
  - infraestructura y, 419-420
  - instituciones financieras para reducir el riesgo, 426-428
  - irrigada, 419



- lectura adicional, 432
- manejo del agua, 379-384
- manejo del RPC en la, 421
- mejora del bienestar del agricultor, 422-423
- monitoreo por pares, 420-421
- movimientos de bancos cooperativos, 427, 429, 433 (n. 9)
- pequeña escala, 418
- plaguicidas y, 425-426
- políticas recomendadas, 419
- regulación tecnológica, 81-82
- riesgo moral en, 424
- riesgos, 424-428
- secano, 418
- seguros agropecuarios, 424, 425-426
- subsídios agrícolas, 421
- tenencia insegura, 418, 428
- Agua para agricultura, 432 (n. 1)
- Agua, derechos de, permisos transables, 97-98
- Agua, economía del, 371
- Agua, manejo del,
  - acerca de, 370-372
  - adquisición de equipo capital, 379, 384
  - agua para irrigación, 379
  - en Botswana, 378
  - cargas y tarifas fijas, 379, 380
  - contratos y, 166-167, 383
  - costos marginales en el corto y largo plazo, 372, 373
  - elección de cosecha y método de cultivo, 379
  - esquemas de irrigación, 384-386
  - estructuras tarifarias en economías del Medio Oriente, 374-375
  - función de producción, 379-380
  - lectura adicional, 385
  - medición del gasto de agua, 379
  - monitoreo, 379-384
  - políticas premiadas, 377
  - precio del agua cuando no hay forma de medir el gasto, 379-384
  - privatización de los sistemas municipales de agua, 372, 375-376
  - problemas relacionados con la escasez, 4
  - sistemas de manejo de RPC, 384-386
  - en Sudáfrica, 376-378
  - en el sur de África, 376-378
  - tarifas autorrevelatorias, 382-383
  - tarifas en Chile, 375-376
  - tarificación, 370, 372-374, 382-383
  - trabajos de reparación, 385-386
  - uso agrícola, 379-384
- Aguas, ley de, 62-64
- Albania, fondos ambientales, 343
- Alcohol, precio de, 256
- Alemania, 137-138
  - eliminación gradual del plomo, 273
  - impuestos al combustible, 263
  - impuestos a la electricidad, 314
  - mejor tecnología disponible, 98 (n. 2)
  - mitigación de las emisiones de azufre, 297, 298-301
  - reforma fiscal verde, 313-314
  - subsídios, 314
  - TCE, 320
- América Latina
  - consumo de combustibles, 257-258
  - contaminación urbana, 286-290
  - crecimiento económico, 17
  - eliminación gradual del plomo, 275
  - precios del combustible, 256
  - sistemas pesqueros, 403
- Ankleshwar Environment Preservation Society (AEPS, India)*, 361-364
- Ankleshwar Industries Association (AIA, India)*, 361-364
- Antibióticos, resistencia a, 404 (n. 1)
- Aparcería, 417-418, 424-428
- Arbitraje, regla de, 47
- Áreas de no-consecución, 89, 282
- Asia, precio de árboles en pie, 437
- Asignación de fondos con destino específico o *ear marking* (ver también *programas específicos*, v. gr. Superfondo)
  - cuotas, impuestos y cargas ambientales, 103-104
  - ecosistemas marinos y costeros, 456
  - Francia, 104
  - impuestos a los combustibles en Estados Unidos, 263-264
  - países en desarrollo, 140
- Asignación de permisos con base en la producción, 92-93, 304
- Asignación de recursos, efecto de las externalidades, 26
- Asociación Europea de Fabricantes de Detergentes Ecológicos (EDMA), 396
- Asociación Sueca para la Conservación de la Naturaleza, 394-397

- esquema de ecoetiquetado, 394-397
- Asociaciones campesinas, tenencia de la tierra en
  - Etiopía (sistema de tenencia *risi*), 59
- Aspectos ambientales internacionales, 217-220, 225
- Aspectos sociales (*ver también* Distribución de costos)
  - derechos y normas relacionados con la naturaleza, 3
  - derechos de propiedad, 64-65
  - funciones de bienestar y, 26 (n. 4)
  - manejo social de las pesquerías, 404
  - tensión social y CIT, 415
- Austria
  - mitigación de emisiones de azufre, 273
  - plomo, eliminación gradual de, 298
- AV (*ver* Acuerdos voluntarios)
- Azerbaiyán
  - plomo, eliminación gradual de, 276
- Banca
  - instituciones financieras para reducir el riesgo en agricultura, 426-428
  - políticas y soluciones, 467
- Bancarrota de empresas, 124, 126, 215-216, 466
- Banco de Desarrollo del Caribe, programa de manejo de desechos sólidos, 393
- Banco Europeo de Inversiones, proyecto de manejo de desechos sólidos, 392-393
- Banco Mundial
  - apoyo a la propiedad comunitaria, 443
  - armonización de las especificaciones del combustible, 278-279
  - conservación y uso sostenible de los bosques, 434
  - derecho ambiental internacional y, 118
  - eliminación gradual del plomo y, 276, 278-279
  - financiamiento para países del centro y este europeo, 341
  - planes nacionales de acción ambiental y, 137
  - proyecto de manejo de desechos sólidos, 392
- Bangladesh
  - Banco Grameen, 427, 429
  - precio de árboles en pie, 437
  - prohibición de plomo y motores de dos tiempos, 285
- Barreras comerciales y apertura comercial, 432 (n. 1)
- Bhopal (India), y Union Carbide, 134 (n. 3), 172
- Bienes de club, 27-28, 35, 469
- Bienes mixtos, 28-29, 35, 468
- Bienes públicos, 2-3, 21, 23, 27-28
  - globales, políticas y soluciones, 468
  - lectura adicional, 34
- Bienes públicos globales (*ver* Clima; Ozono, eliminación/protección)
- Bienes públicos impuros, 28-29
- Bienes públicos locales, 28, 468
- Bienes públicos, provisión de
  - políticas y soluciones, 468-470, 474
  - provisión directa, 77-78
- Bienes públicos puros, 27, 30-31, 468
- Bienestar
  - costo en bienestar de regulaciones CAFE, 266-267
  - distribución de costos y, 203-205
  - mejorando el bienestar de los agricultores, 421
  - mitigación y consideraciones de bienestar, 74-75
  - reforma de políticas y, 18-21, 26 (n. 5)
- Biodiversidad, 4, 12, 435
- Bonos de responsabilidad, 126, 323, 466
- Boomer vs. Atlantic Cement*, 67 (n. 7)
- Booth vs. Rome, Waterdown & Ogdensburg Terminal Railroad*, 64
- Bosques (*ver también* Bosques, destrucción de los)
  - definición de, 51
  - derechos de propiedad, 52
  - desarrollo de, 50-52
  - ecuación/fórmula de Faustman, 49, 53
  - formulación de políticas, 49
  - márgenes económicos, 52
  - naturales, 51, 53
  - plantaciones, 51, 53
  - rotaciones, 49
  - van Thünen, concepto de economía geográfica de, 51-52
- Bosques, destrucción de los (*ver también* Bosques)
  - deforestación y degradación, 434-435
  - deforestación inapropiada, 434
  - deforestación y pobreza, 442
  - deforestación tropical, 434
  - heterogeneidad espacial en el análisis de la deforestación, 50-54
  - problemas relacionados con la pérdida de los, 4
- Botswana
  - ganado, 425
  - manejo del agua, 378
- Brasil
  - Curitiba, manejo del tráfico en, 289-290, 294

- nuevas regulaciones vehiculares, 280
  - plaguicidas, envenenamiento por, 425-426
  - programa de alcohol, 276
  - sistema de información geográfica, 134 (n. 1)
- CAFE, estándares de (*ver Corporate Average Fuel Economy*)
- Calentamiento global, instrumentos para, 261
- California Air Resources Board (CARB), regulaciones de, 280, 281
- California, programa CUT-SMOG, 283
- Cámara Internacional de Comercio, 133
- Cambio climático, 237 (*ver también* Cambio global ó Calentamiento global)
- bosques y, 435
- Cambio climático global
- acuerdos y negociaciones internacionales, 327-331
  - instrumentos para promover nuevas tecnologías, 333-335
  - instrumentos varios, 328-329
  - opciones tecnológicas, 331-333
- CAMPFIRE, programa, 446-448
- Canadá
- mitigación de emisiones de azufre, 298
  - programa CIT, 411-412
- Canadian Environmental Choice EcoLogo, 133
- Canjes de deuda por naturaleza, 217, 341, 342, 474
- Captura de carbono, 435, 441-442
- Carbon Fund, 44, 441
- Caribe
- gestión de desechos y reciclaje, 392-394
  - sistemas pesqueros, 403-404
- Carson, Rachel, 425
- Certificación (*ver también* Etiquetado, Tipo 1-3)
- certificación de alimentos orgánicos, 131
  - estándares específicos, 131
  - forestal, 435, 440-441
  - en el norte de Europa, 132
  - odómetros certificados, 252
- Certificación "orgánica" de alimentos, 131
- Certificaciones transables de recuperación de residuos de envases, 397-398
- Certificaciones de valorización de residuos de envases (PRN), 397-398
- Certificados "verdes" 97, 137
- Chikwarakwara, manejo de ecosistemas, 448-449
- Chile
- cuotas individuales transferibles, 411-412
  - gestión del agua, 373, 375-376
  - peajes, 253 (n. 5)
  - permisos transables, 95-96
  - precio de combustibles, 256
- China
- cuotas y fondos ambientales para la contaminación industrial, 344-346
  - cuotas, impuestos y cargas ambientales, 137, 140
  - Protocolo de Kyoto y, 328
  - tarifas de agua, 373
  - tenencia de la tierra, 59
- Clean Air Act (Estados Unidos), 280, 282, 301-302, 326
- Clean Air Act de 1956 (Reino Unido), 78
- Clima
- daño ambiental y, 238-239
  - lectura adicional, 9
  - problemas relacionados, 4
- Climate Change Levy Agreement (CCLA), 96
- Cloro en el blanqueo de papel, 129, 179
- Club de Roma, 12
- Colapso económico, transición al mercado libre y, 19-20
- Colombia
- cargas ambientales por contaminación industrial, 346-348
  - impuestos ambientales, 139-140
  - sistema de información pública, 360
- Comando y control (*ver* Mejor tecnología disponible; Regulación del desempeño)
- Combustible adulterado, 256-257, 279
- Combustible, calidad del (*ver también* Plomo, eliminación gradual de)
- antecedentes sobre aditivos de plomo, 270-271
  - efectos sobre la salud, 241
  - eliminación gradual del plomo y, 269, 275-276
  - instrumentos de política para eliminar el plomo de la gasolina, 271-275
  - políticas en Suecia y otros países, 276-279
  - regulaciones, 293
- Combustible, consumo de, 2
- América Latina, 257-260
  - densidad poblacional y, 257-260, 264-265
  - efecto de impuestos y precios, 257-260
  - precios y niveles del consumo de gasolina, 258
- Combustible, eficiencia del, 253, 265-267
- Combustible, impuestos al
- diferenciales impositivos, 256

- efecto de impuestos y precios sobre el consumo, 257-260
- precio del combustible y, 255-257
- política económica, 260-265, 267
- Combustible, precio del, 255-257, 264, 276
- Combustible, volatilidad del, 280
- Comercio, barreras y apertura comercial, 432 (n. 1)
- Comercio internacional, 220-224
  - competitividad y, 224-225
  - lectura adicional, 225
- Comisión Europea y prohibición de TCE, 317
- Comisión para la Protección de los Corales (México), 455-456
- Comité de Impuestos sobre la Energía Industrial (CIEI), 336 (n. 10)
- Committee on Industrial Energy Taxation (CIET), 336 (n. 10)
- Compañías "verdes", 130
- Compensación y responsabilidad, 123-124
- Competitividad, 212, 224-225, 272-273
  - efectos en el equilibrio, 188-190
  - mercados no competitivos, 3, 21-23, 188-190, 212
- Complejidades técnicas y ecológicas, políticas y soluciones, 467-468
- Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA)* (Estados Unidos), 320-323
- Condiciones geográficas, daño ambiental causado por el transporte y, 238-239
- Condiciones de mercado, 188-190
- Conductores, asignación de la responsabilidad por la contaminación a los, 284-285
- Congestión vehicular, 30-31, 237, 241, 249, 472
  - lectura adicional, 252
  - precio de congestión para el tráfico vial, 30
- Consejo de Manejo Forestal (FSC), 440-441
- Consejo Mundial Empresario para el Desarrollo Sostenible (WBCSD), 130
- Conservación de la tierra/suelos, 418, 422-423
- Consumo energético, problemas, 4-5
- Contaminación (*ver también tipos y fuentes específicas de contaminación*)
  - cargas críticas, 153
  - cuestiones ambientales internacionales, 217-220
  - visible, 367 (n. 5)
- Contaminación atmosférica, 237
  - países en desarrollo y, 234-235 (*ver también Contaminación industrial en países en desarrollo*)
- Contaminación, control de la (*ver también instrumentos específicos*)
  - conflictos de interés en, 83
  - regulación de emisiones, ejemplo de, 73-77
- Contaminación de fuente difusa, 170-172, 417, 419-422, 465
- Contaminación de fuentes no puntuales (*ver Contaminación de fuente difusa*)
- Contaminación industrial en países desarrollados
  - acerca de, 297
  - cambio global, políticas y tecnología, 327-335
  - formulación de políticas globales para la protección del ozono, 325-327
  - lectura adicional, 334
  - mitigación de emisiones de azufre, 298-305
  - prohibición y otras políticas, 314-320
  - provisión de información y acuerdos voluntarios, 323-325
  - reducción de las emisiones de nitrógeno de la combustión, 305-310
  - reforma fiscal verde en Suecia y Alemania, 310-314
  - responsabilidad, 320-323
  - Superfondo, 320-323
- Contaminación industrial en países en desarrollo
  - acerca de, 339-334
  - China, fondos y tarifas ambientales, 344-346
  - Colombia, cargas ambientales, 346-348
  - costos de mitigación, 340
  - diversidad en y variación de instrumentos y, 339-340
  - instrumentos combinados, 340
  - lecciones aprendidas, 366-367
  - lectura adicional, 367
  - México, participación voluntaria en el control de emisiones, 348-351
  - países del centro y este de Europa, 341-343
  - tarifas eléctricas diferenciadas en México y Zambia, 351-354
- Contaminación urbana en ciudades de países en desarrollo, 286-290
- Contaminación vehicular, 234, 271
  - costo de manejar un vehículo limpio frente a uno contaminante, 238
  - quejas de los ciudadanos, 284
  - vehículos prohibidos, 281, 282
- Contaminadores
  - incentivos perversos y, 163-164
  - información y, 5, 175-176

- políticas híbridas y, 161-163
- políticas y soluciones, 470, 471
- problemas de liquidez de las empresas contaminadoras, 100-102
- Contaminantes, 51 (*ver también contaminantes específicos*)
  - acumulativos, 154-155
  - política diferenciada y, 153
- Contratos madereros, 439-440
- Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), 327
- Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (1982), 61, 118, 410
- Convención de Viena para la Protección de la Capa de Ozono, 325
- Convertidores catalíticos, 269, 273, 279-281
  - arranque en frío, 246
  - climas fríos y, 240-241
  - Dinamarca, 274
  - efecto de la temperatura sobre las emisiones, 241
  - obligatorios, 90
- Convexidad, 21-22
- Cooperación y colaboración en el manejo de RPC, 119-120, 465-466
  - aplicación local, 121-122
- Corporate Average Fuel Economy* (estándares CAFE), 265-267
- Corrupción, 17, 213, 356, 473
- Costo por daños
  - heterogéneos, 150-154, 463
  - incertidumbre y riesgo en, 142, 160-164, 466
  - políticas híbridas, 161-163
- Costo-eficiencia, 26 (n. 5), 461
- Costo energético, problemas, 4-5
- Costos de mitigación
  - asociados con la reducción de emisiones, 193
  - contaminación industrial en países en desarrollo, 340
  - costo marginal, 73-76, 145-148, 317
  - costos promedio y marginales con distintos instrumentos, 181-182
  - ejemplos con el comercio de permisos y sin él, 201
  - elasticidad de la oferta con respecto al impuesto, 182
  - exención de impuestos por inversiones distanciales, 100
  - gasto fiscal, 106
  - heterogéneos, 145-150, 462
  - implicaciones sobre el costo de varios IM, 200
  - impuestos pigouvianos para corregir externalidades, 74-75, 164
  - impuestos reembolsables, 106
  - incentivos perversos, 163-164
  - incertidumbre y riesgo en los, 160-164
  - instrumentos de mercado y, 145-150, 154-156, 199-202, 238, 293, 462, 466
  - nivel óptimo de mitigación, 142
  - regulaciones de la mitigación individual, 79
  - como variable proxy, 102
- Crecimiento
  - degradación ambiental y, 15-18
  - vínculos complejos, 1-2
- Cruceros, gestión de desechos y reciclaje en la industria de, 393
- Cultivos genéticamente modificados, 432 (n. 1)
- Gumbre de Río, Agenda 21, 136-137
- Cumplimiento, 210-212 (*ver también Responsabilidad e instrumentos legales*)
- Cuotas individuales transferibles (CIT), 41, 85, 79-98
  - en América del Norte, 411-412
  - antecedentes, 407
  - características, 407, 408-409
  - en Chile, 411-412
  - complejidad de los ecosistemas y, 468
  - conclusiones, 414-415
  - derechos de propiedad y, 412, 413
  - impuesto y, 414
  - en Islandia, 410, 411, 413
  - lectura adicional, 414
  - Ley de Magnuson-Stevens, 413
  - en Nueva Zelandia, 411
  - tensión social y, 415
  - total admisible de capturas, 410-411
  - violaciones y penalizaciones, 412-413
- Curva de Kuznets ambiental (EKC), 15-16
- Curva logística de crecimiento, 37-38
- CUT-SMOG, programa de vehículos contaminantes, 393
- Daño ambiental causado por el transporte
  - cálculo del, 243-245
  - condiciones climáticas y geográficas, 238-239
  - temperatura del motor y otros factores, 240-241
- Daños marginales
  - costo marginal y, 146-147
  - impuestos y, 99-103

- Declaración Universal de los Derechos Humanos, 117
- Degradación ambiental  
 bienestar y reforma de las políticas, 18-21  
 crecimiento y medio ambiente, 15-18  
 externalidades, 24-26  
 falla de mercado, 21-23  
 lecturas recomendadas, 24
- Degradación/erosión del suelo, 4, 12 (*ver también* Conservación de la tierra/suelo)
- Degradación de pasturas, 425
- Depósito-reembolso, esquemas o sistemas de, 111-113, 115, 169, 389-390, 397-398, 464, 465
- Derecho  
 agua, derechos de la propiedad y, 62-64  
 ambiental internacional, 118  
 herencia, 2  
 público *vs.* privado, 56  
 romano, 60, 63, 122-123  
 territorial, 57-60
- Derecho consuetudinario y derecho territorial, 56
- Derecho romano  
 determinación de culpa e intencionalidad en, 122  
 doctrina riparia, 62, 63  
 leyes de aguas y, 63  
*res communes*, 61, 63
- Derecho territorial, gobierno y, 57-60
- Derechos (*ver también* Propiedad, derechos de) acerca de, 55-57  
 derecho privado *vs.* derecho público, 56  
 infracción de los, 56
- Derechos mineros, derechos sobre los recursos subterráneos, 58
- Derechos de pastoreo y cuotas, 97, 425
- Derechos transferibles de desarrollo (DTD), 97-98
- Desarrollo (*ver también* Desarrollo y crecimiento económico)  
 vínculos a, 1, 2
- Desarrollo y crecimiento económico  
 consecuencias del crecimiento económico, 11-12  
 determinantes fundamentales del, 15-18  
 eficacia de los instrumentos de política, 159  
 vínculos complejos, 1-2
- Desechos y efluentes  
 agroindustria, 428-432  
 jabones y detergentes, 369-371
- Desechos peligrosos, 223, 309, 391, 469 (*ver también* Superfondo)
- Detergentes, ecoetiquetado de, 369-371
- Deuda por naturaleza (DPN), 217, 341, 342, 474
- Deutsche Bank, 135 (n. 7), 433 (n. 9)
- Diclorometano, 315
- Dieldrina, 426
- Diésel, 256, 276-279  
 armonización de estándares, 278-279  
 impuestos, 256  
 proporción del mercado sueco, 278
- Diésel, vehículos, 248, 276-279
- "Dilema del prisionero", 120, 218, 363, 456
- "Dilema social", 120
- Dimensión temporal de los recursos naturales o el ambiente, 47-50
- Dinamarca  
 impuestos a las emisiones de azufre, 300  
 planes nacionales, 136  
 subsidios de gas y convertidores catalíticos, 274
- Dióxido de carbono, 50  
 características de stock, 154  
 emisiones, 179, 235, 237  
 separación, secuestro, almacenamiento, 331-333
- Diseño de instrumentos de política ambiental (*ver también* Incertidumbre y riesgo; Política de los instrumentos de política ambiental; Psicología de los instrumentos de política ambiental; Tecnología)  
 AV y, 127-129  
 incentivos para la innovación, 464-465  
 interacción entre políticas y, 232-233  
 matriz de selección de políticas, 143-144, 228-229  
 relaciones utilizadas en, 13-14
- Distribución de los costos  
 asignación de derechos, 197-199  
 consideraciones, 192-193  
 criterios para la escogencia de instrumentos, 461-462  
 derechos entre contaminantes y la sociedad, 193-197  
 equidad y justicia en la, 461-462  
 incidencia de los costos entre contaminantes, 199-202  
 instrumentos y derechos, 195-197  
 lectura adicional, 205  
 pobreza y, 203-205  
 políticas y soluciones, 471-472  
 precio de combustibles e impuestos y, 264-292

- Divulgación de la información, 130-134, 173-176  
contaminación industrial, 323-325  
en países en desarrollo, 140-141
- Doble dividendo de los impuestos, 183-188
- Doctrina de apropiación previa ("*first come, first served*"), 62, 64, 196, 328
- Doctrina riparia, 62, 63
- Ecoetiquetado (*ver* Etiquetado y mercadeo "verde"; Etiquetado)
- Eco-Management and Audit Scheme* (EMAS), estándares de, 130
- Ecología, complejidades, políticas y soluciones, 467-468
- Economía, colapso de y transición al libre mercado, 20-21
- Economía, desarrollo y crecimiento de consecuencias del crecimiento económico, 11-12  
determinantes fundamentales del, 15-18  
eficiencia de los instrumentos de política económica, 159  
vínculos complejos, 1-2
- Economía del agua, 371
- Economía ambiental y formulación de políticas, 6-7, 475-476
- Economía ecológica, 10 (n. 10) (*ver también* Economía ambiental y formulación de políticas)
- Economía política  
de impuestos al combustible, 260-265  
políticas y soluciones, 473
- Economía pública (*ver* Recursos de propiedad común; Congestión; Bienes públicos)
- Economía de los recursos naturales, 6-7
- Ecosistemas (*ver también* Adaptación de los modelos a los ecosistemas; Ecosistemas, manejo de; Ecosistemas marinos y costeros)  
bioeconomía y manejo de, 41-47  
conflictos entre comunidades locales, 47  
derechos de la propiedad, definición y, 46-47  
determinantes del impacto del ser humano en, 2  
dinámicas, 41  
formulación de políticas, 456-457  
incertidumbre en la función y valoración de servicios, 45  
irreversibilidad, 46  
lectura adicional, 53  
manejo de RPC, ejemplos, 446-449, 450-451, 457  
manglares, ejemplo de, 41-47  
poblaciones, éxito de las y, 44  
principio precautorio, 42, 46  
resistencia de, 42  
umbrales, 45  
uso, ejemplo de, 42  
valores de uso directo, 42  
valores de uso indirecto, 42  
valores de no uso, 42
- Ecosistemas, manejo de  
CAMPFIRE, ejemplo, 446-448, 449  
Chikwarakwara, ejemplo, 448-449  
consideraciones, 369, 445-446  
fauna silvestre, manejo de, 446-449  
formulación de políticas, 456-457  
lectura adicional, 457  
manejo de RPC y, 446-449  
protección de ecosistemas marinos, 449-456  
Zimbabwe, ejemplo, 446-449
- Ecosistemas marinos y costeros  
"arrecife sacrificado", 453  
daño, 12, 392-394  
fondos preasignados, 456  
problemática relacionada con los, 4  
protección, 450-457
- Ecosistemas marinos, protección de los  
Cancún, ejemplo, 453-456  
Isla Chumbe, ejemplo, 451-453  
Isla Mnemba, ejemplo, 451, 453  
manejo y financiamiento de parques, 455-456  
manejo y monitoreo del daño, 454-455  
Mafia, ejemplo, 450-451, 453  
Zanzibar, ejemplo, 450-453  
zonificación, 454, 457
- Ecoturismo, gestión de desechos y reciclaje, 392-394
- Ecuación/fórmula de Faustman, 49, 53
- Efectos distributivos del ingreso, 202-205
- Efectos de equilibrio  
competencia o ausencia de y, 188-190  
cumplimiento de los objetivos y, 178-179  
doble dividendo, 183-188  
efectos de los subsidios y otros instrumentos sobre la producción, 181-183  
importancia de la producción comparada con la mitigación, 179-181  
lectura adicional, 190
- Efectos externos, 23
- Efecto de prominencia en la toma de decisiones, 210-211

- Eficiencia de los instrumentos de política ambiental, 26 (n. 5)
- cambios que requieren un ajuste de políticas, 156-157
- costos heterogéneos de los daños, 150-154, 463
- costos heterogéneos de mitigación y, 145-150, 462
- crecimiento poblacional y económico y, 159
- criterios para la formulación de políticas, 461
- eficiencia estática con heterogeneidad, 147
- flexibilidad y, 154
- heterogeneidad de los costos y ahorros debidos a, 148
- heterogeneidad en mitigación y daño, 154, 155
- inflación y, 158-159, 464
- lectura adicional, 159
- políticas y soluciones, 464-466
- progreso tecnológico y, 156-159, 463-464
- sentido intertemporal, 154-156, 463
- Elasticidades, 258, 259, 260
- Emisiones (*ver también emisiones específicas por tipo; v. gr.*, Dióxido de carbono; Mitigación de emisiones de azufre; etc.)
- combustible fósil, 50
- conflictos de intereses, 83
- efectos del progreso tecnológico, 239-240
- emisiones estimadas y costo para distintos vehículos, 240
- estándares de desempeño, 82
- instrumentos de política combinados, 178-181, 293
- monitoreo, 84, 294
- problemas con "aire caliente", 90
- programas de crédito para la reducción de emisiones (CRE), 87, 88-91, 279-280
- reducción óptima de emisiones, 74
- regulación de emisiones, 80
- regulación, ejemplo de, 73-76
- soluciones de tubo terminal, 78
- zonas calientes, 91-92
- Emisiones, estándares de, 265-267 (*ver también* Contaminación vehicular)
- vehículos nuevos, 279-281
- Emisiones, programas de comercio de (*ver también* Programas de comercio de emisiones en Estados Unidos)
- fuera de los Estados Unidos, 97-98
- lectura adicional, 97
- Emisiones relacionadas con el smog, 269
- Emissions Trading Scheme* (ETS), 96
- Environmental Protection and Community Right to Know Act* (EPCRA) (Estados Unidos), 324 (*ver también* Superfondo)
- Equidad en la distribución de costos
- criterios instrumentales, 461, 473
- Equilibrio de Nash, "Dilema del prisionero" y, 120-121, 363
- Equilibrio de Pareto, "Dilema del prisionero" y, 120
- Equipo obligatorio, 169
- Escandinavia
- eliminación gradual del plomo, 274
- pequeños propietarios de bosques, 443
- Escurrentia, manejo de la, 419-421
- Eslovaquia
- fondos ambientales, 343
- permisos transables, 97
- Eslovenia, fondos ambientales, 343
- España
- esquemas de irrigación, 384-385
- impuesto sobre las emisiones de azufre, 300
- ley de aguas, 63-64
- política de emisiones de óxido de nitrógeno, 308-309, 310
- Estados Unidos
- Clean Air Act* (Ley de Aire Limpio), 280, 282, 326
- Clean Air Act Amendments* (enmiendas), 301
- contaminación industrial, 323-325
- derechos al plomo, 273
- derechos de propiedad sobre los recursos subterráneos, 58
- eliminación gradual del plomo, 92-93, 271-273
- emisiones tóxicas, 323-325
- Environmental Protection and Community Right to Know Act*, 324 (*ver también* Superfondo)
- establecimiento de una agencia de protección ambiental, 136
- estándares CAFE, 265-267
- fracaso en la reducción de emisiones, 282-283
- impuestos al combustible, con destino específico, 263-264
- impuestos sobre sustancias que agotan la capa de ozono, 337 (n. 20)
- Ley de Planificación de Emergencias y del Derecho de Información Comunitaria (EPCRA), 324 (*ver también* Superfondo)



- manejo de desechos y reciclaje, 388-389
- North Pacific Halibut Act of 1982*, 415
- políticas de emisión de óxido de nitrógeno, 308-309, 310
- preferencia por los permisos, 137
- programa de intercambio de azufre, 298, 301-305
- programas de intercambio de emisiones (*ver* Programas de intercambio de emisiones en Estados Unidos)
- Protocolo de Kyoto, 328
- reforestación, 438-439
- tarifas de agua, 374
- Estándares
  - armonización de los estándares de combustible diésel, 278-279
  - CAFE, 265-267
  - desempeño, 82
  - diseño, 80-81
  - emisiones, 265-267
  - inspección y mantenimiento, 281-286
  - vehiculares, 279-286
- Estándares de diseño,
- Estándares de inspección y mantenimiento de vehículos usados, 281-286, 294
- Estándares ISO (*ver* Organización Internacional de Normalización (ISO), estándares 14000)
- Estándares vehiculares
  - vehículos nuevos, 279-281, 293
  - vehículos usados, 281-286
- Este asiático, crecimiento económico, 17
- Estonia, fondos ambientales, 343
- Etiopía
  - tenencia de la tierra (sistema *rist*), 59
  - seguridad de la tenencia, 423
- Etiquetado (*ver también* Etiquetado y mercadeo "verde")
  - en agricultura, 419
  - esquemas, 130, 131-134, 175, 233
  - programa PROPER (Indonesia), 356-360
- Etiquetado y mercadeo "verde", 131, 293, 294
  - combustibles y, 277
  - divulgación de la información, 174
  - productos de papel, 129
  - en silvicultura, 440-441
- Etiquetado por terceras partes, 133
- Etiquetado Tipo 1 (certificación voluntaria), 130-131, 133, 394-397
- Etiquetado Tipo 2 (auto-certificación), 131-132
- Etiquetado Tipo 3 (información sobre el impacto ambiental a través del análisis del ciclo de vida), 131-132
- Europa
  - aguas residuales de jabones y detergentes, 396-397
  - certificados e impuestos verdes, 97, 137
  - contaminación industrial, 341-343 (*ver también por país*)
  - emisiones de azufre en, 299
  - Emissions Authority, 97
  - Environmental Tax Unit, 97
  - etiquetado, esquemas de, 132, 134
  - mitigación de emisiones de azufre, 297, 298-301
  - permisos transables, 95-96
  - plomo, eliminación gradual del, 276
  - reforma fiscal verde, 310-314
- Europa Central y del Este
  - contaminación industrial, 341-343
- European Climate Change Programme, 95-96
- Eutrofización, agricultura y, 419-420
- Externalidad monetaria, 24
- Externalidades
  - acerca de, 2
  - definidas, 23
  - degradación ambiental y, 24-26
  - efecto sobre la asignación de recursos, 26
  - reducibles o no reducibles, 25
- FAO (*ver* Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación)
- Factibilidad administrativa y política, 461
- Fauna silvestre, manejo de la, 446-449
- Federalismo fiscal, reconstrucción del impuesto óptimo, 219, 220
- Fertilidad humana, mecanismos que la determinan, 1-2
- Fijación de precios por área, 246, 248
- Filipinas
  - contaminación, 288
  - manejo forestal, 443
  - programa EcoWatch, 360
  - sistemas de riego, 385
  - sobreexplotación pesquera, 406
- Finlandia, 277
  - impuesto a la electricidad, 313
  - impuestos a las emisiones de azufre, 300

- Fondos con destino específico (*ver también programas específicos, como el Superfondo*)  
ecosistemas marinos y costeros, 456  
Francia, 103-104  
impuestos al combustible en Estados Unidos, 163-264  
impuestos, tarifas y cargas, 103-104, 188  
en países en desarrollo, 140-141
- Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF),  
conservación y uso sostenible de los bosques, 435
- Ford Motor Company, presión sobre CAFÉ, 266-267
- Forest Stewardship Council (FSC), 440-441
- Formulación de políticas globales, protección del ozono,
- Formulación de políticas locales, relaciones internacionales y, 220-224
- Forrajeo, derechos y cuotas,
- Fracaso institucional (gubernamental), 13-14
- Francia  
fondos con destino previo, 104  
impuestos a los combustibles, 264  
ley e irrigación, 62-63  
política de emisiones de óxido de nitrógeno, 308-309
- Gasolina (*ver también Combustible, calidad de*)  
contenido de azufre, 300  
impuestos, 256, 267  
niveles de consumo y precios, 257-260  
con plomo, 274-275  
utilización en Suecia, 249
- GATT (Acuerdo General sobre Aranceles Aduaneros y Comercio), 217, 220
- General Motors, presión sobre CAFÉ, 266-267
- Gestión ambiental, aspectos complejos (*ver también*)
- Ecosistemas, manejo de; Recursos naturales, manejo de)
- Global Environment Facility (GEF), 219, 341, 441  
proyecto de manejo de desechos sólidos, 392
- Global Environmental Management Initiative (GEMI), 129
- Gobierno  
como propietario/encargado de los recursos naturales, 66, 442-443  
como productor directo de bienes y servicios, 77  
creación de derechos de propiedad, 116-119  
derechos sobre el agua del, 62-64  
derecho territorial y, 57-60
- “mal propietario”, 117  
política nacional, hechos y consideraciones, 136-141  
política de la selección de instrumentos y, 207-210
- Green Rating Project* (India), 360
- Grenada, 393-394
- Hay vs. Cohoes Co.*, 64
- Heterogeneidad espacial, uso de la tierra y, 50-54
- Hipercongestión, 31
- Hipótesis de Porter, 224-225
- Hong Kong, nuevas regulaciones vehiculares, 280
- Huella ecológica, 9 (n. 1)
- Hungría, fondos ambientales, 343
- Impuesto ambiental al ruedo  
cálculo del daño y, 243-245  
costos del sistema, 246  
esquema factible, 244  
esquemas de fijación de precios, 230, 248-253  
evolución gradual de, 251-253  
fijación de precios por área, 246-248  
gestión del transporte en Singapur, 247  
impuestos al kilometraje, 251-253  
impuestos vehiculares diferenciados, 250-251, 463  
lectura adicional, 252  
peajes, 248-250
- Impuestos ambientales (*ver Impuestos, cuotas y cargas*)
- Impuestos de carbono, 333-334  
para combustibles específicos, 312  
Suecia, 203, 204
- Impuestos, tarifas y cargas (*ver también países específicos*)  
asignación previa (earmarking), 103  
costos de mitigación como proxy de los estimados del daño, 102  
cuotas y cargas parcialmente reembolsados, 102  
devolución de impuestos frente a pruebas de mitigación, 106  
distintos tipos de tarifas, 352  
eco-impuestos en la agroindustria, 428-432  
efecto de las imperfecciones en, 188-189  
efectos, 187  
efectos/preocupaciones distributivos de los impuestos, 104  
“el impuesto equivale al daño”, 74-75  
emisiones de azufre, 300  
esfuerzos de prueba y error en la búsqueda de soluciones, 101-102

establecimiento de niveles impositivos, 101-102

exención a cambio de inversiones sustanciales en mitigación, 100

exención/reembolso en presencia de mitigación o tecnología limpia, 104-106

financiamiento de inversiones ambientales mediante, 341-343

flexibilidad en, 153

gastos fiscales, 106 (*ver también* Subsidios)

gravando los recursos naturales, 106

grupos de presión, 209-210

impuestos ambientales como base, 186

impuestos ambientales en economías pequeñas y abiertas, 221-222

impuestos ambientales en interacción con la negociación, 232

impuestos ambientales y monopolio, 187, 209-210

impuestos bipartitos para los contaminadores, 100

impuestos diferenciados, 150-154

impuestos sobre el dióxido de carbono para combustibles selectos, 312

impuestos energéticos para combustibles selectos, 312

"impuestos equivalentes", 151

impuestos forestales, 437-438

impuestos a la gasolina, 106

impuestos de monto fijo (*lump-sum*), 28

impuestos pigouvianos, 74-77, 99-102, 164

impuestos presuntivos, 104-106, 465

impuestos sobre los productos, 104-106

impuestos territoriales, 106

impuestos vehiculares diferenciados, 250-251

impuestos vs. cargas, 103

inmunidad para las municipalidades, 101

sobre insumos y producción, 104-106

internalización de externalidades, 5

meta de la recaudación, 188

monitoreo de las emisiones y, 104-106

multas por incumplimiento, 102

pérdida de bienestar por impuestos frente a permisos, 162

políticas globales sobre el cambio climático, 328-329

políticas híbridas, 161-163

popularidad mundial, 137

problemas de liquidez de las empresas

contaminadoras, 100-101, 102

reciclaje del ingreso por, 472

recursos naturales, 106

recursos renovables y, 106

sustancias que agotan la capa de ozono, 337 (n. 20)

tarifas progresivas, 352

tarifas de uso, 106

"trayectoria dependiente", 102

valor de árboles en pie, 106

ventajas de los instrumentos bipartitos, 115

víctimas de la contaminación y, 101 (*ver también* Distribución de costos)

Impuestos diferenciados, 150-144

impuestos vehiculares, 250-251

Impuestos sobre el kilometraje, 248-249, 251-153

Impuestos selectivos al consumo, 137

Impuestos, principios básicos, 183-188

Impuestos territoriales, 106

Impuestos al valor agregado (IVA), diferenciados, 134

Impuestos vehiculares, 250-251

Impuestos a la venta, diferenciación ambiental, 250-251

Incentivos

en agricultura, 419, 420

compatibilidad, 461

para innovación, 464

en manejo de desechos y reciclaje, 388-390

Incentivos perversos, costos de mitigación, 163-164

Incertidumbre y riesgo, 31-35 (*ver también* Información asimétrica)

en agricultura, 424-428

del comportamiento del usuario o el contaminador, 167-176

cobertura por responsabilidad, 172-173

en costos de daño y mitigación, 142, 164-167, 466

disponibilidad de información agregada, 170-172

divulgación de la información, 173-176

eventos de gran escala y, 172

incentivos perversos y, 163-164

lectura adicional, 34, 176

manejo del riesgo, 172-173

políticas híbridas, 161-163

políticas y soluciones, 464-467

regulación directa para el caso de curvas de daño pronunciadas, 172

- seguros y, 172-173
- tecnologías productoras de externalidades, 164
- tipos de contaminadores o usuarios, 164-166
- uso del término "incertidumbre", 164-166
- verificación *ex post* de la mitigación, 167-170
- India
  - Ankleshwar Environment Preservation Society (AEPS, India), 361-364
  - Ankleshwar Industries Association (AIA, India), 361-364
  - árboles en pie, 437-438
  - áreas de recursos de propiedad común, 61
  - contaminación en, 360
  - formulación de políticas y mediación, 361-364
  - infraestructura, 364-365
  - litigación de interés público, 139
  - manejo forestal conjunto, 443
  - monitoreo, cumplimiento y sanciones, 363-364
  - movimiento Chipko, 111
  - parques industriales, 361
  - planta común de tratamiento de aguas residuales, 361, 364-365
  - Protocolo de Kyoto, 328
  - proyecto de desarrollo de la pesca, 406
  - reformas fiscales, 21
  - regulación de la contaminación en dos pasos, 360-365
- Indonesia
  - certificación de productos de madera, 440-441
  - provisión de información y capacidad institucional para la contaminación industrial, 354-360
  - programa PROPER, 355-356
- Inflación, eficiencia de los instrumentos de política y, 158-159, 464
- Información
  - ambiental, 34
  - disponibilidad, 170-172, 391-392
  - en manos de los contaminadores, 5
  - papel en la formulación de políticas, 69
- Información asimétrica, 31-35 (*ver también* Selección adversa; Riesgo Moral)
  - acerca de, 3
  - lectura adicional, 34
  - políticas y soluciones, 466
  - principio de revelación suficiente, 165-166
- Infraestructura terrestre, 295
- Infraestructura, provisión de
  - agricultura y, 418-419
  - India, 364-365
- Inglaterra, recursos de propiedad común, 60
- Inmunidad para municipalidades
  - reguladoras-contaminantes, 101
- Instituciones financieras para reducir el riesgo en agricultura, 426-428
- Instituto Wuppertal, 336 (n. 9)
- Instrumentos de la categoría "creando mercados", 68 (*ver también* Derechos de propiedad; Permisos transables)
- Instrumentos de mercado (IM), 122, 226, 460
  - costos de mitigación y, 145-150, 154-156, 199-202, 238, 293, 462-463, 466
  - políticas de desechos peligrosos, 323
- Instrumentos de política ambiental (*ver también* Diseño de instrumentos de política ambiental; Necesidad de instrumentos de política ambiental; Revisión de los instrumentos de política ambiental; Selección de instrumentos de política ambiental)
  - análisis científico disponible, 6
  - instrumentos de dos partes, 111-115, 460
  - instrumentos preferidos (por país), 137-141
  - lectura adicional, 9
  - normativos, persuasivos, informativos, 207
  - optimalidad de los, 73-77
  - rango de opciones, 460-461
- Instrumentos tarifarios bipartitos, 111-115
- Instrumentos tipo precio (*ver* Impuestos, tarifas y cargas)
- Intel, 129-130
- Internacionalización de la formulación de políticas, 136-141
- Inventario de Emisiones de Sustancias Tóxicas (TRI), 128, 131-132, 174, 323-325
- Inversión térmica, 241
- Irrigación
  - agua, 379, 380
  - doctrina riparia y, 62
  - esquemas de, 384-385
- Isla Chumbe, protección de los ecosistemas marinos, 451-453
- Isla Contoy, parque, 454
- Isla Mnemba, protección de los ecosistemas marinos, 451, 453
- Isla de Pascua, Parque Nacional, 458 (n. 5)
- Islandia, CIT, 410-411, 413
- Islas del Pacífico, sistemas pesqueros, 403-405
- Italia
  - emisiones de óxido de nitrógeno, políticas de, 308-309, 310

- impuestos sobre las emisiones de azufre, 300
- precios e impuestos del combustible, 263
- Jabones y detergentes, ecoetiquetado de, 394-397
- Jamaica, 276
- Japón
  - convertidores catalíticos, 273
  - inspección vehicular y requerimientos de mantenimiento, 281
  - plomo, eliminación gradual de, 273
  - política ambiental, 138-139
  - sistemas pesqueros, 403-404
  - tenencia de la tierra, 59
- Johnson vs. McIntosh*, 58
- Juicios de valor, 19
- Katmandú, prohibición de vehículos contaminantes, 282
- Kazakhstan, eliminación gradual del plomo, 276
- Kenia
  - combustible adulterado, 279
  - grupos de agricultores, 423
- Ladrilleras y contaminación en México, 348-351
- Lesotho, asociaciones de pastoreo, 425
- Lluvia ácida (*ver* Mitigación de emisiones de azufre)
- Lobby*, 207-210, 472
  - estándares de combustible y, 265-267
- Love Canal, Superfondo y, 320-323
- Mafia (isla)
  - derechos de propiedad, 65
  - protección de los ecosistemas marinos, 450-451, 453
- Malasia
  - agroindustria, problemas con, 428-429
  - nuevas regulaciones vehiculares, 280
  - sobreexplotación pesquera, 406
- Malthus, Thomas, 11-12
- Manejo de desechos y reciclaje
  - acerca de, 387-388
  - carencia de demanda de bienes reciclados, 388 en el Caribe, 392-394
  - certificaciones transables de valorización de residuos de envases, 397-398
  - certificaciones de valorización de residuos de envases, 397-398
  - cruceros y, 393-394
  - ecoetiquetado de jabones y detergentes y, 394-397
  - ecoturismo, 392-393
  - en Estados Unidos, 388-389
  - incentivos económicos, 388-390
  - lectura adicional, 398
  - en países en desarrollo, 390-392
  - sistema de depósito-reembolso, 111-113, 389-390, 397-398
  - en Suecia, 389-390
  - tarifas, 393
  - turismo y, 392-394
- Manejo de ecosistemas por organizaciones no gubernamentales, divulgación de la información y,
- Manejo integrado de zonas costeras, 46-47
- Manejo de recursos, aspectos complejos, 1-6
- Manejo de recursos naturales y ecosistemas (*ver* Ecosistemas, manejo de; Recursos naturales, manejo de; *recursos específicos*)
- Mar Aral, ejemplo de política gubernamental im perfecta, 13
- Marruecos, tarifas del agua, 373
- Mecanismo de Desarrollo Limpio, Protocolo de Kyoto, 219, 331, 413
- Medio ambiente
  - acuerdos ambientales, 127-130, 134
  - beneficios ambientales, políticas y soluciones, 474
  - características de propiedad común o bien público, 25
  - certificación ambiental según estándares específicos, 130-131
  - crecimiento y, 15-18
  - curva de Kuznets ambiental (EKC),
  - enfermedades de origen ambiental, Japón, 138
  - problemas ambientales y de recursos, 3, 4-5
  - responsabilidad ambiental, 124-125
  - tratados ambientales, (*ver también* tratados y acuerdos específicos)
  - vínculos complejos, 1-2
- Mejor tecnología disponible, 78
- Mercado, estructura del, políticas y soluciones, 470
- Mercado, fallas de
  - acerca de, 2-3
  - degradación ambiental y, 21-22
  - políticas fracasadas y, 400
- Mercados no-competitivos, 3, 21-23, 188-190, 209
- "Mercado perfecto", 21-22
- Metales tóxicos, problemas relacionados con, 4
- México

- Comisión para la Protección de los Arrecifes, 455-456
- contaminación por ladrilleras, 348-351
- derechos de propiedad sobre los recursos subterráneos, 58
- eliminación gradual del plomo, 276
- esfuerzos por mejorar el aire, 287-288, 294
- estimados de los costos de mitigación, 286
- exenciones para vehículos más antiguos, 295 (n. 1)
- impuestos y precios del combustible, 256, 294
- nuevas regulaciones vehiculares, 280
- participación voluntaria en el control de emisiones, 348-351
- programa "hoy no circula", 288-289, 294
- protección de los ecosistemas marinos, 453-454
- sistema de divulgación de la información, 360
- tarifas eléctricas diferenciadas, 351-354
- Mitigación
  - conflicto de intereses y, 83
  - costo y coordinación de las inversiones, 150
  - flexibilidad en, 82-83
  - importancia de la producción comparada con la, 179-181
  - mitigación y reducción de la producción, 180
  - pérdida de bienestar por impuestos, 162
  - políticas híbridas, 161-163
  - tecnología (*ver* Tecnología de mitigación)
  - verificación *ex post* de, 168-170
  - "zonas calientes", 91
- Mitigación de las emisiones de azufre
  - acerca de, 298
  - políticas estadounidenses, 301-305
  - políticas europeas, 298-301
  - programa de comercio de emisiones de azufre, 94-95, 15
- Modelo biológico Lotka-Volterra, 40
- Modelo Gordon-Schaefer, 39, 45
- Modelos (*ver* Adaptación de los modelos a los ecosistemas)
- Monitoreo
  - cumplimiento, 210-213
  - ecosistemas marinos, 454-455
  - flexibilidad y, 84 (n. 3)
  - en India, 363-364
  - manejo del agua, 379-384
  - monitoreo paritario en agricultura, 421
  - políticas y soluciones, 464, 465, 469-470
  - prohibiciones totales, 84
  - regulación del desempeño, 84
- Monopolios (*ver* Mercados no-competitivos)
- Monsanto Company, ejemplo de semillas genéticamente modificadas, 61
- Motor Otto, 279
- Motores
  - de dos tiempos, 285, 463
  - factores, 239-241, 246
  - tecnología de, 279-281
  - tipos de, 279-281
- Movimiento Chipko (India), 111
- Multas, 012, 122-124, 363-364
- Multas por incumpliendo, 102
- Naturaleza
  - aplicación de la teoría a la, 6-7
  - derechos sociales y normas, 3-4
- Necesidad de instrumentos de política
  - consecuencias del crecimiento económico, 11-12
  - fracaso institucional y de políticas, 13-14
- Negligencia, 123-127
- Nepal
  - Panchayat Forestry, 443
  - propiedades nacionalizadas, 66
- Nigeria, impuestos y precios del combustible, 256
- No-exclusividad de los bienes públicos puros, 27
- Norteamérica, CIT, 411-412
- North Pacific Halibut Act of 1982* (Estados Unidos), 415
- Noruega
  - almacenamiento de carbono, 136
  - impuestos sobre el TCE, 136
  - mitigación de las emisiones de azufre, 297, 298
  - planes nacionales de acción ambiental, 136
- Nueva Zelanda, CIT, 411-412, 415
- Nuevos Estados Independientes, fondos ambientales, 343
- Océanos, "encierro de los mares", 61, 118
- OECD (*ver* Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico)
- Oligopolios (*ver* Mercados no-competitivos)
- Optimalidad de Pareto, 18-19
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD)
  - Comité Ambiental y el Directorio Ambiental, 118
  - principio contaminador-pagador, 118
  - programas de etiquetado, 131
- Organization of Eastern Caribbean States (OECS), 392
- Organización Internacional de Normalización (ISO), estándares 14000, 131

- Organización Mundial del Comercio (OMC), 217-221
- Organización de las Naciones Unidas  
armonización de especificaciones de los combustibles, 278-279  
papel en la definición de derechos, 117
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), 399-400, 426
- Organizaciones no gubernamentales  
manejo de ecosistemas, 447-448  
revelación de información, 131, 132
- Oriente Medio, economías del  
elasticidades, 260  
impuestos y precios del combustible, 256  
manejo del agua, 374-375
- Óxido de nitrógeno  
programa de comercio de emisiones, 94-95  
reducción de las emisiones de la combustión, 305-310
- Oxígeno, 50
- Ozone Transport Comisión (OTC), 309
- Ozono, eliminación/protección del, 4, 325-327, 337 (n. 19 y 20)
- Pagos reembolsables por emisiones (PRE), 113-115, 196, 305-306, 472
- Países Bajos  
permisos negociables, 97  
prohibición de TCE, 335
- Países bálticos, fondos ambientales, 343
- Países en desarrollo  
apertura económica y, 223-224  
argumento contra los subsidios, 109-110  
contaminación atmosférica, 234-235  
contaminación industrial, (*ver* Contaminación industrial)  
contaminación urbana, 286-290  
daños marginales, 99-100  
divulgación de la información, 140  
ecoetiquetado, 133  
eficiencia de la reforma de políticas, 22  
estructura impositiva, 139-140  
fondos con destino previo, 140  
formulación de políticas en economías de escasos recursos, 213-216  
impuestos sobre árboles en pie, 437  
literatura sobre políticas ambientales, 6-7  
manejo y reciclaje de desechos, 390-392  
manejo de RPC, 139-141  
plomo, eliminación gradual de, 275-276  
subsidiaridad en, 140  
subsidios forestales, 436-437  
tipos de vehículos utilizados en, 281
- Pan European Forest Certification Council, 440
- Panchayat Forestry (Nepal), 443
- Papúa Nueva Guinea  
derechos comunales de la tierra, 60  
sistema de divulgación de la información, 360
- Parasitismo, tentación al  
en agricultura, 420  
manejo de recursos marinos, 456  
manejo de RPC y, 119-120
- Parque Marino Nacional (México)  
(*ver* Punta Nizuc)
- Participación pública, 125
- Peajes, 248-250, 253
- Peligros ambientales, 12 (*ver también peligros y problemas específicos*)  
crecimiento y desarrollo y, 26 (n. 1)
- Penalizaciones y sanciones, 210-213  
CIT, violaciones y penalizaciones, 412-413  
grado de causalidad y, 122-123  
monitoreo en Ankleshwar y, 361-363
- Percloroetileno (PER) en Suecia, 315
- Permisos ambientales, comercio de,
- Permisos de emisión transables, 85-88
- Permisos transables (*ver también* Cuotas individuales transferibles (CIT))  
acerca de, 85-88  
asignación basada en la producción, 92-93  
asignación de derechos, 197-199  
en Chile, 95-96  
comercio de permisos ambientales, 91-92  
decisiones relacionadas con, 86  
"derecho a contaminar", 85, 197-198  
derechos de propiedad y, 85-88  
dióxido de azufre, 301-305  
"encierro" y, 85-86, 87  
en Europa, 96-97  
flexibilidad y, 86-88  
formas de, 86  
fuera de los Estados Unidos, 137  
incertidumbres y, 86-88  
como instrumento económico, 87  
lectura adicional, 97  
limitar la transabilidad en el tiempo, 88  
pérdida de bienestar por impuestos vs. permisos, 162

- permisos de emisión transables, 85-88
- programas de tope y canje, 86, 94-95
- programas de créditos para reducir emisiones, 86, 88-91
- programas de eliminación gradual del plomo, 92-93
- programas de intercambio de emisiones en los Estados Unidos, 88-95
- para recursos naturales, 97-98
- seguridad en la tenencia, 93
- Pesca (*ver también* cuotas individuales transferibles)
  - conclusiones, 414-415
  - consideraciones, 399-403
  - derechos territoriales de uso en la pesca, 404
  - impuestos, 402
  - impuestos reembolsables, 402
  - lectura adicional, 414
  - manejo integrado de zonas costeras, 46-47
  - manejo de RPC, 41
  - manejo social, 404
  - mercados de exportación, 405
  - modelo bioeconómico de, 37-41
  - nuevas tecnologías y, 406-407
  - permisos transables, 88
  - pesca comercial, 405-406
  - pesca ilegal, 404
  - pesca de subsistencia, 403-407
  - población y, 405
  - políticas gubernamentales imperfectas, 13
  - problemas relacionados con, 4
  - progreso técnico, consideraciones, 41
  - regulación de la tecnología, 402
  - restricción del acceso, 401-402
  - riesgo moral, 402
  - sistemas comunitarios, 403-405
  - sobreexplotación pesquera, 400-403, 405, 406
  - soluciones fiscales a la escasez, 41
  - subsídios, 401
  - tarifas, 411
  - tecnologías destructivas, 402
  - total admisible de capturas, 410
  - total de capturas, 400, 401
  - vedas, 402
- Pesca comercial, 405-406 (*ver también* Pesca)
- Pesquerías comunitarias (*ver* Pesca)
- Plaguicidas
  - envenenamiento, 426
  - seguros agropecuarios, 425
- Planes estatales de implementación (SIP), inspección y mantenimiento, 282
- Planes nacionales de acción ambiental, 136-137 (*ver también por país*)
- Planificación urbana, 286-290, 293
- Plantas nucleares, regulación de, 81
- Plomo, eliminación gradual del (*ver también* Combustible, calidad de)
  - antecedentes sobre los aditivos de plomo, 270-271
  - Bangladesh, 285
  - Calidad del combustible y, 269
  - contenido promedio permitido, 272
  - créditos para refinerías, 273
  - instrumentos de política para eliminar el plomo de la gasolina, 271-275
  - en países desarrollados, 273-275
  - en países en desarrollo, 275-276
  - programa en Estados Unidos, 92-93, 271-275
- Población
  - lectura adicional, 9
  - vínculos complejos, 1-2
- Población, crecimiento de la, 1
  - agricultura y, 422-423
  - recursos pesqueros y, 405
- Población, densidad de la y consumo de combustible, 264
- Población global, manejo de recursos y ambiente y, 1
- Pobreza
  - comportamiento insostenible, 4-5, 418, 428, 467, 473
  - deforestación y, 414
  - distribución de costos y, 203-204
  - efectos de la distribución del ingreso sobre los pobres, 202-205
  - efectos de la privatización y el encierro sobre la, 66-67
  - inversión en combustible eficiente y tasas de descuento para los pobres, 427
  - tasas de interés y, 426
  - vínculos complejos, 1-2
- Política gubernamental imperfecta, 13-14
- Política de los instrumentos de política
  - consideraciones generales, 206, 207-210
  - formulación de políticas en economías de escasos recursos, 213-215
  - lectura adicional, 214
- Política nacional y planificación, 136-141
- Políticas, formulación de



- critérios, 461-462
  - nacionales e internacionales, 474
- Políticas, fracaso de las, 2, 13-14, 21-22, 188, 400
- Políticas híbridas, incertidumbre y riesgo, 161-163
- Políticas locales, relaciones internacionales y formulación de,
- Políticas, matriz de
  - clasificación de instrumentos en, 70
  - instrumentos y aplicaciones, 71
- Políticas, matriz de selección de, 143-144, 226-232
- Políticas de primer óptimo, 19
- Políticas, reforma de en países en desarrollo, 21
- Políticas de segundo óptimo, 19
- Políticas y soluciones
  - ausencia de mercados en seguros y banca, 467
  - beneficios ambientales, 474
  - bienes públicos globales, 469
  - búsqueda de ganancias y economía política, 473
  - complejidades ecológicas, 467-468
  - complejidades técnicas, 467-468
  - concentradas únicamente en subgrupos de contaminadores, 471
  - conclusiones, 474-476
  - consideraciones, 460-461
  - critérios para la formulación de políticas, 461-462
  - dificultades de monitoreo, 464
  - distribución de los costos, 472-473
  - economías pequeñas y abiertas, 474
  - eficiencia, 462-464
  - estructura de mercado, 470
  - falta de recursos, 470-471
  - formulación de películas nacionales e internacionales, 474
  - incertidumbre y riesgo, 466
  - información asimétrica, 466
  - justicia y eficiencia, 473
  - número de contaminadores, 470
  - problemas de recursos que afectan a los pobres, 473
  - provisión de bienes públicos, 468-470, 473
  - reducción del uso de bienes contaminantes, 471
  - relaciones comerciales, 474
  - RPC, 468
  - responsabilidad, 469-470
  - restricciones globales, 474
  - verificación *ex post*, 465
  - viabilidad administrativa, 472
  - viabilidad política, 472
- Polonia
  - fondos ambientales, 343
  - impuestos a las emisiones de azufre, 300-301
- Primer Teorema de la Economía del Bienestar, 18-19
- Principio precautorio al adaptar modelos a ecosistemas, 41, 46
- Principio de "quien contamina paga", 118
- Principio de revelación suficiente, 165-166
- Privatización
  - asignación de derechos de propiedad sobre los recursos naturales, 66
  - de recursos, 121
  - de sistemas de aguas municipales, 373, 375
- Productos
  - problemas ambientales relacionados con, 223, 471
  - suboferta de calidad, 35
- Programa 33/50, 129
- Programa de Cuidado Responsable, 129
- Programa EcoWatch (Filipinas), 360
- Programa Green Lights (Estados Unidos), 129
- Programa de Inversión Local para el Desarrollo Sostenible (Suecia), 208-209
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), 118
- Programa PROPER, 354-360
- Programa RECLAIM, 94-95
- Programa de tope y canje de permisos, 86
- Programas de intercambio de emisiones en los Estados Unidos,
  - ahorro de los créditos por reducción de emisiones, 90, 266
  - asignación basada en la producción, 92-93
  - comercio de permisos ambientales, 91-92
  - intercambio zonal, 91, 98
  - lectura adicional, 97
  - política burbuja, 90
  - política de compensaciones, 89
  - política de crédito por reducción de emisiones, 86, 89-91
  - programa de eliminación gradual de plomo, 92-93, 271-273
  - programa de tope y canje, 86, 94-95
- Progreso tecnológico, eficiencia de los instrumentos de política y, 156-159, 431-432, 463-464
- Prohibiciones, 78, 81, 293, 463
  - en Bangladesh, 285
  - "hoy no circula", 294
  - prohibiciones totales, 84

- TCE en Suecia, 314-320
- Propiedad, 2, 57-60
- Propiedad común, 3
- Propiedad, derechos de
  - acuerdos ambientales, 117-118
  - en agricultura, 422-423
  - asignación, "mercados perfectos" y, 23
  - asignación privada de recursos naturales, 66
  - ausencia de, relacionada con escasez, 25
  - balance de estabilidad y flexibilidad, 117
  - bosques y silvicultura, 52-53
  - certeza y, 58
  - CIT y, 411-413
  - colectivos, 66-67
  - creación de, 116-118
  - "cuidado razonable", 64
  - definición de, 56
  - "encierro de los comunes" y, 56, 119
  - establecimiento de, 118
  - externalidad y, 56
  - lecciones para externalidades ambientales y los comunes, 64-67
  - lectura adicional, 67
  - ley de aguas, 62-64
  - "molestia", 64
  - "objetos" nuevos de los, 61
  - posesión por el gobierno, 117
  - propiedad real, 57-60
  - recursos de propiedad común, 60-62
  - tipología para analizar formas de propiedad, 55
  - uso beneficioso, 67 (n. 6)
  - "uso razonable", 64
- Propiedad real, 57-60
- Protocolo de Kyoto, 67, 327-335
  - Mecanismo de Desarrollo Limpio, 219, 331-332, 441-442
- Protocolo de Montreal Relativo a las Sustancias que Agotan la Capa de Ozono, 67, 325-327
- Proyecto XL, 129-130
- Psicología de los instrumentos de política
  - consideraciones generales, 206, 210-213
  - lectura adicional, 214
- Punta Nizuc (México), protección de los ecosistemas marinos, 453-456
- Queroseno, impuestos al, 256
- Químicos, 4, 50 (*ver también* Desechos peligrosos o sustancias químicas específicas)
- Reciclaje (*ver* Manejo de desechos y reciclaje)
- Recursos comunes globales, 67
- Recursos, escasez de, 47-50
  - evolución de los derechos de propiedad y, 116
  - precios crecientes y, 47-48
  - regla de Hotelling, 48, 49, 106
- Recursos de "libre acceso", 30, 119
- Recursos naturales (*ver también* Recursos de propiedad común (RPC); *recursos específicos*)
  - impuestos, 106
  - programas de permisos negociables, 97-98
  - valor infinito, 25
- Recursos naturales, degradación de los, 12
- Recursos naturales, economía de los, 6-7
- Recursos naturales, manejo de los (*ver también* Recurso de propiedad común (RPC), manejo de; Ecosistemas, manejo de los; *recursos específicos*)
  - consideraciones, 369
  - factores para la sostenibilidad, 83
  - problemática, 1-6
  - tecnología obligatoria, 82
- Recursos de propiedad común (RPC), 60-62, 468
- Recursos de propiedad común (RPC), manejo de, 30, 119-122
  - complejidad ecológica y, 468
  - gestión del agua y, 384-386
  - lectura adicional, 134
  - pescas, 403-407
  - siete condiciones de los, 121-122
- Recursos renovables (*ver también* Pesca; Bosques)
  - eliminación sostenible de los recursos, 50
  - impuestos, tarifas y cargas, 106
  - optimización en el tiempo, 49
- Recursos subterráneos, 58
- Recursos de uso común, 29-30
  - acerca de, 2-3
  - diferencia entre bienes públicos locales impuros y, 29
  - "encierro de los comunes", 56, 119
  - lectura adicional, 34
  - sobrepastoreo y los comunes, 12
- Redistribución de la tierra, tenencia en Etiopía (sistema de tenencia *rist*), 59
- Reducción de la producción y, 179-181
  - efectos de los subsidios y otras políticas, 181-182
- Refinerías de petróleo, 270, 271-272, 275
  - ahorro y venta de créditos, 273
  - "derechos de plomo" y, 273
- Reforma fiscal verde

- en Alemania, 310, 313-314
  - en Suecia, 310, 311-312
- Regla de Hotelling, 47, 48, 49, 106-107
- Regla de Samuelson, provision de bienes públicos y, 28-29, 77
- Regulación del desempeño, 82-84
  - mecanismo de comando y control, 82
  - monitoreo, 84
- Regulación diferenciada, 150
- Regulación flexible, 78
- Regulaciones ambientales, 70 (*ver también* Cuotas individuales transferibles; Zonificación; Estándares; Permisos negociables; Prohibiciones; Responsabilidad e instrumentos legales)
  - desventaja competitiva y, 212, 272-273
  - emisiones de azufre, 298-302
  - incumplimiento, 122-123
  - lectura adicional, 84
  - optimalidad de los instrumentos de política, 73-76
  - provisión directa de bienes públicos y, 77-78
  - regulación de desempeño, 82-84
  - regulación de la tecnología, 78-82
  - residuos peligrosos, política de, 323
  - tecnología de mitigación, 78-82, 463
  - ventaja competitiva y, 224-225
- Reino Unido
  - Clean Air Act* de 1956, 79,
  - establecimiento de agencia/ministerio ambiental, 136
  - guerras pesqueras, 410
  - impuestos al combustible, 263
  - impuestos a la gasolina "hipotecados", 263
  - mitigación de las emisiones de azufre, 298
  - permisos transables, 96
  - prohibición de TCE y, 317
  - regulaciones de empaque, 397
- Relaciones comerciales, políticas y soluciones, 474
- Relaciones internacionales y formulación de políticas, 220-224, 225
- Renta, escasez y, 36 (n. 4), 54 (n. 2)
- República Checa
  - fondos ambientales, 343
  - permisos transables, 97
- República de Corea, nuevas regulaciones vehiculares, 280
- Responsabilidad estricta, 123-127, 172-173
- Responsabilidad e instrumentos legales, 122-127, 172-173
  - en Japón, 138-139
  - lectura adicional, 134
  - políticas y soluciones, 466, 467-470
  - responsabilidad por contaminación industrial, 320-323
- Responsabilidad del prestamista, 126-127
- Responsabilidad solidaria, 124-125
- Restricciones globales, políticas y soluciones, 474
  - Revisión de instrumentos de política (*ver también* Acuerdos ambientales; Depósito-reembolso, esquemas o sistemas de; Divulgación de la información; Impuestos, tarifas y cargas; Instrumentos tarifarios; Pagos reembolsables por emisiones; Permisos transables; Recurso de propiedad común (RPC), manejo de; Regulaciones ambientales; Responsabilidad e instrumentos legales; Subsidios; *instrumentos específicos*)
    - clasificación de instrumentos en la matriz de políticas, 70
    - consideraciones, 69-72
    - matriz de instrumentos de políticas y aplicaciones, 71
- Riesgo moral, 33-35, 165, 167, 168, 218, 293, 466
- Riesgo y recompensas compartidas, 34
- RPC (*ver* Recursos de propiedad común (RPC); Recursos de propiedad común (RPC), manejo de)
- Ruido, 237
- Rumanía, fondos ambientales, 343
- Rusia
  - favorecida en el Protocolo de Kyoto, 328
  - fondos ambientales, 342
- Salud humana, amenazas y daños, 122-123, 125, 238, 323
- Scorecard, 132, 174
- Segundo Teorema de la Economía del Bienestar, 18-19
- Seguros, 34, 35
  - agropecuarios, 424, 425-426
  - políticas y soluciones, 467
  - responsabilidad, 125-127
- Seguros agropecuarios, 424, 425-426
- Selección adversa, 33-35, 125-127, 165, 466 (*ver también* Información asimétrica)
- Selección de instrumentos de política ambiental (*ver también* Distribución de costos; Eficiencia de los instrumentos de política ambiental; Efectos de equilibrio; Incertidumbre y riesgo; Informa-

- ción asimétrica; Mercado, condiciones de; Política de los instrumentos de política ambiental; Psicología de los instrumentos de política)
- consideraciones generales, 142-144
- diferencias nacionales en, 136-141
- relaciones utilizadas en, 13-14
- Silvicultura**
- acerca de, 434-435
- compensaciones de carbono, 435, 441-442
- certificación y ecoetiquetado, 435, 440-441
- compensaciones de carbono, 435, 441-442
- concesiones forestales y contratos madereros, 439-440
- derechos de propiedad, 442-443
- impuestos, 437-438
- impuestos *ad valorem* sobre la propiedad, 437
- impuestos sobre árboles en pie, 437
- impuestos de exportación, 437-438
- impuestos a la extracción, 437
- lectura adicional, 443
- regulación de la tecnología, 82
- regulaciones, 438-439
- subsidios, 436-437
- Simplificaciones y sobresimplificaciones en los modelos, 45-46**
- Singapur**
- manejo del transporte en, 246
- nuevas regulaciones vehiculares, 280
- Sistema feudal, orígenes de las leyes territoriales en el, 57**
- Sistema Paneuropeo de Certificación Forestal, 440**
- Sistema de posicionamiento global (GPS), 224-245, 248, 249, 251**
- Sobreexplotación pesquera, 12, 400-403, 405-406**
- Sobrepastoreo, 403-405**
- Sobrepastoreo de los comunes, 12**
- Solventes clorados (*per* Percloroetileno (PER); Tricloroetileno (TCE))**
- Sostenibilidad, 4, 49-50, 84**
- Strategic Lawsuit Against Public Participation (SLAPP), 125***
- Sturges vs. Bridgman, 64-65***
- Subsidios**
- argumento en contra de los, 108-110
- para chimeneas de fábricas, 128
- dañinos o inapropiados, 110
- comparados con los impuestos, 108-109
- efectos, 187
- efectos de la producción en, 181-182
- eliminación de los, 110
- grupos de presión y, 209-210
- lectura adicional, 14
- para la oferta municipal de agua, 375-376, 378
- perversos, 108-110, 437
- pesquerías, 401
- políticas híbridas, 161-163
- silvicultura, 436-437
- valores de la propiedad y, 110
- Subsidios fiscales, 113**
- Subsidios perversos, 108-109, 436**
- Sudáfrica, políticas y gestión del agua, 374, 376-377**
- Suecia**
- asignación de responsabilidad a los conductores, 284-285
- combustible diésel y vehículos, 159 (n. 3), 249, 276-279
- ecoetiquetado de jabones y detergentes y, 394-397
- efectos distributivos de aumentar los impuestos de carbono, 203, 204
- eliminación gradual del plomo, 274
- esquemas de depósito-reembolso en vehículos chatarra, 112
- esquemas de etiquetado, 132
- establecimiento de una agencia/ministerio del ambiente, 136
- impuesto sobre el azufre en los combustibles, 106
- impuestos diferenciados, 250
- impuesto selectivo al consumo, 137
- manejo de desechos y reciclaje, 389-390
- mercadeo verde, 294
- mitigación de las emisiones de azufre, 297, 298-300
- monitoreo de las emisiones vehiculares, 284
- planes nacionales de acción ambiental, 136
- políticas sobre la calidad del combustible, 276-279
- programas de inspección y mantenimiento, 284
- prohibición del uso de cloro en el blanqueo de papel, 129, 179
- reducción de las emisiones de óxido de nitrógeno, 306-307
- reforestación, 438
- reforma fiscal verde, 310-313
- sistemas de posicionamiento geográfico (GPS), 245

- TCE y PER, 315-316, 319  
valores ambientales y ubicación geográfica, 238-239  
valores de la reducción de la contaminación, 156  
zonificación, 265
- Suiza  
cuotas en vehículos pesados, 251  
mitigación de emisiones de azufre, 298, 300  
sistema de posicionamiento global para el registro del kilometraje de camiones, 249-250
- Superfondo (Estados Unidos), 103, 125, 320-323  
página Web, 337 (n. 17)
- Tailandia  
nuevas regulaciones vehiculares, 280  
problemas relacionados con la salud, 234
- Taiwán (China), nuevas regulaciones vehiculares, 280
- Tarifa de eficiencia, 351, 353  
Tarifa progresiva, 351-353  
Tarifa regresiva, 351  
Tarifas unitarias, 351  
Tarifas de usuario, 106
- Tâtonnement (prueba y error), 101-102
- TCE (*ver* Tricloroetileno)
- Técnica del óptimo inverso, 21
- Tecnología (*ver también* Tecnología obligatoria)  
efectos de nuevas tecnologías en las pesquerías, 406-407  
efectos del progreso técnico en las emisiones, 239-240  
elección de, 2  
estándares de diseño y, 80-81  
instrumentos de promoción de políticas de cambio global, 328-335  
regulación de, 78-82
- Tecnología de mitigación, 75-82, 463-464
- Tecnología obligatoria, 82 (*ver también* Tecnología)  
regulación del desempeño y, 82, 83
- Tecnología vehicular, 293-294
- Toolex, prohibición de TCE y, 317
- Total admisible de capturas, 410, 413
- Toxic Release Inventory (TRI; *ver* Inventario de Emisiones de Sustancias Tóxicas)
- Tradición coasiana, externalidades y, 64-65
- Tráfico, manejo del  
ejemplo de Curitiba, 289-290, 294  
racionamiento y, 288-289
- Transporte  
como fuente importante de contaminantes atmosféricos, 234-235  
manejo en Singapur, 246-248  
matriz de políticas, 293  
Transporte vial, 234-236, 292-295 (*ver también* Combustible, calidad del; Combustible, eficiencia del; Combustibles, impuestos a los; Daño ambiental causado por el transporte; Estándares vehiculares; Impuesto ambiental al ruedo; Planificación urbana)  
Tratados ambientales, 218-219, 474 (*ver también tratados y acuerdos específicos*)
- Tratado de Libre Comercio de América del Norte (NAFTA), 221, 350
- Tricloroetileno (TCE)  
acerca de, 314-315  
en Alemania, 320  
en Noruega, 319-320  
en Suecia, 315
- Turismo  
Cancún y, 453-454  
manejo de desechos y reciclaje y, 392-394
- Ucrania, fondos ambientales, 343
- Union Carbide, incidente en Bhopal, 172, 134 (n. 3)
- Unión Europea, impuestos vehiculares y kilometraje, 250
- US Council for International Business, 133
- US Environmental Protection Agency (US EPA), 89  
"derechos al plomo" y, 273  
eliminación gradual del plomo, 271-273  
inspección estatal y programas de mantenimiento, 281-284  
inventario de emisiones de sustancias tóxicas (TRI), 128, 131-132, 174, 323-325  
monitoreo y aplicación, 212, 213  
Programa 33/50, 129  
Programa Green Lights, 129  
Proyecto XL, 129-130  
Programa de Cuidado Responsable, 129  
Superfondo, 104, 125, 320-323
- Uso de la tierra  
heterogeneidad espacial y, 50-54  
restricciones sobre la disponibilidad del agua, 376-378
- Uzbekistán, eliminación gradual del plomo, 276
- Vehículos de baja emisión (LEV), 280  
Vehículo de emisión cero (ZEV), 280

Vehículo de emisión súper ultra baja (SULEV),  
280

Vehículos

- edad del vehículo, 239-240
- daño ambiental causado por, 237-238
- facilidades de "prueba y reparación", 283-284

Vehículos nuevos, estándares, 279-281, 293

Vehículos usados, estándares de inspección y  
mantenimiento, 281-286

Venezuela, impuestos y precios del combustible, 256

Verificación *ex post*, 465

Víctimas de la contaminación, 64-65, 101, 192  
(*ver también* Distribución de costos)

von Thünen, concepto de geografía económica,  
51-52

*Water Services Act* (Sudáfrica), 377-378

WBCSD (Consejo Mundial Empresario para el  
Desarrollo Sostenible), 130

*World Development Report*, 17

Zambia, tarifas eléctricas diferenciadas, 353

Zanzíbar

- pesca, 406
- protección de ecosistemas marinos, 450-453

Zimbabue, manejo de ecosistemas, 446-449

Zonas críticas,

Zonificación, 79, 151, 152, 293, 463

- protección de los ecosistemas marinos,  
454, 457

Suecia, 265

## *Acerca del autor*

THOMAS STERNER es profesor de economía ambiental en la Universidad de Gotemburgo, Suecia, donde dirige la Unidad de Economía Ambiental (EEU). La EEU se especializa en la economía del ambiente y la gestión de recursos naturales, tanto en los países desarrollados como en vías de desarrollo. Mediante una amplia colaboración con organizaciones como la Agencia Sueca para el Desarrollo Internacional (ASDI), el Banco Mundial, el Instituto Beijer de la Real Academia Sueca, Resources for the Future (RFF), el International Institute for Environment and Development (IIED), el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), y el Programa de Economía y Ambiente para el Sudeste Asiático, la EEU dirige una serie de programas de investigación y capacitación en economía ambiental enfocados principalmente hacia los países en desarrollo.

El Dr. Sterner preside la junta directiva del Centro para el Ambiente y la Sostenibilidad de Gotemburgo, profesor miembro de la junta directiva del RFF. Fue miembro de la junta directiva de la Asociación Europea de Economistas Ambientales y de Recursos de 1997 a 1999. Durante 1998 y 1999, el Dr. Sterner fue miembro Gilbert White del RFF y consultor del Banco Mundial. Sus libros anteriores incluyen *The Market and the Environment: The Effectiveness of Market-Based Policy Instruments for Environmental Reform*, y *Economic Policies for Sustainable Development*.