

“Efectos del aprovechamiento forestal y del tratamiento silvicultural en un bosque tropical húmedo del noreste de Costa Rica

Cambios en la riqueza y composición de la vegetación

Diego Delgado*, Bryan Finegan*Patrick Meir**, Nelson Zamora***

Introducción

Pocas personas realmente vinculan la conservación de la biodiversidad del bosque húmedo con la cosecha de madera. Sin embargo, probablemente no más del 10% de los bosques tropicales pueden ser conservados en áreas estrictamente protegidas, lo cual nos obliga a optimizar el valor de conservación de los bosques que son manejados para producción sostenible de madera y otros productos. El manejo sostenible para producción es técnicamente posible en muchos bosques húmedos neotropicales, y la información sobre como lograrlo es ahora ampliamente conocida. Existe sin embargo, muy poca información acerca de qué exactamente se conserva en bosques manejados. Se sabe que la composición de la vegetación de los bosques tropicales cambia debido a la cosecha de madera, -por ejemplo, el aumento en la abundancia de especies demandantes de luz- y este conocimiento, unido a conocimientos ecológicos generales sobre el efecto de la perturbación en el ecosistema, permite la elaboración de lineamientos, tales como los de la ITTO (1993), para la conservación de la biodiversidad en bosques manejados.

Estos lineamientos pueden y deben ser aplicados ahora; no obstante, la falta de información detallada sobre el efecto del manejo hace que algunos de los principios sobre los cuales se basan sean estrictamente hipotéticos. Hipótesis relacionadas con los efectos a mediano y largo plazo del manejo del bosque tropical sobre la composición y diversidad no parecen haber sido probadas en el neotrópico; así, aunque acciones inmediatas en todos los frentes son necesarias para asegurar la conservación de los bosques remanentes, son también necesarias más bases científicas que orienten las acciones de conservación.

Los lineamientos para la conservación en bosques manejados son generales y se requiere necesariamente el monitoreo del comportamiento del bosque en casos individuales. En lo que respecta al monitoreo, el reto es desarrollar técnicas económicamente aceptables de cara a la enorme biodiversidad de los bosques tropicales húmedos. Hoy día, apenas se ha comenzado a desarrollar dichas técnicas; todavía es necesario validarlas, si se quiere aplicarlas ampliamente en estudios posteriores.

Entonces, es claro que:

1. El manejo de bosques húmedos para producción sostenible puede y debe contribuir a la conservación de la biodiversidad del bosque tropical.
2. Aunque los lineamientos para la conservación de la biodiversidad en bosque en producción existen y deben ser aplicados, se requiere establecer una base científica completa.
3. A pesar de que ya han comenzado a desarrollarse técnicas para el monitoreo de la biodiversidad en bosques, es necesario validarlas por medio de estudios piloto detallados que determinen la respuesta del bosque a la intervención en bosques neotropicales.

Objetivos

El estudio pretende determinar el impacto del aprovechamiento y los tratamientos silvícolas sobre la riqueza, composición y diversidad florística de un bosque tropical húmedo sometido a manejo, a través del estudio de la evolución de la comunidad vegetal $\geq 2,5$ cm dap, y del análisis de estas variables en distintos hábitats característicos del bosque intervenido.

* Proyecto Silvicultura de Bosques Naturales, CATIE, Turrialba, Costa Rica

**Institute of Ecology and Resources Management, University of Edinburgh

*** Instituto Nacional de la Biodiversidad, INBio, Costa Rica

El sitio de estudio

Este estudio fue realizado en la parte noreste de Costa Rica, en la finca privada Tirimbina Rain Forest Center (10°24' N, 84°06' W). El clima de la zona es tropical muy húmedo, con precipitación promedio anual de 3777 mm (27 años de registro) y temperatura promedio anual de 25,3°C (IMN 1992). La finca se encuentra a una altura entre 180 y 200 msnm; la topografía es de colinas bajas, con pendientes que por lo general oscilan entre 10 y 40%. Los suelos son Inceptisoles, sobre roca andesítica y rhyolítica (rocas originarias de flujo de lava volcánica). Físicamente son profundos, arcillosos y de buen drenaje (Nuñez y Ugalde 1987), pero de fertilidad baja, con pH de hasta 4,0 y una alta saturación de aluminio, variando entre 60 y 90% en el bosque estudiado (Manta 1988).

El área total de la finca es de 350 ha e incluye unas 80 ha de bosque primario intervenido. Este bosque fue explotado en 1962 y en 1980, cuando se cosecharon las partes más accesibles. Dentro de las 80 ha de bosque primario, el Proyecto Silvicultura de Bosques Naturales del CATIE, mantiene unas 29,2 ha bajo experimentación silvícola, en un diseño de bloques completos al azar con tres tratamientos:

- bosque con aprovechamiento y una mezcla de liberación y refinamiento parcial
- bosque con aprovechamiento y un tratamiento de protección del dosel superior
- bosque con aprovechamiento

El área experimental consiste de nueve parcelas permanentes de 1 ha con una faja de amortiguamiento de 40 m de ancho que rodea toda la parcela. Fue aprovechada entre 1989 y 1990, siguiendo estrictas normas de control de daño (Quirós y Finegan 1994). El tratamiento silvicultural aplicado luego del aprovechamiento, pretendía no solo reducir la vegetación que limitaba directamente el desarrollo de la futura cosecha, sino también favorecer la regeneración de especies deseables. Este consistió en una combinación de las siguientes operaciones: eliminación de los árboles ≥ 10 cm dap, de bajo valor comercial y que competían con árboles inma-

duros de futura cosecha (tratamiento de liberación); y eliminación total de los árboles actualmente no comerciales ≥ 40 cm dap, exceptuando los árboles de valor ecológico (tratamiento de refinamiento parcial) (Quirós y Finegan 1994).

Métodos

El estudio se realizó en el año de 1994 y fue dividido en dos partes: 1) análisis de los cambios en la riqueza, composición y diversidad de plantas $\geq 2,5$ cm dap, durante un periodo de tres años, en dos sitios del bosque La Tirimbina con diferente historial de intervención (estudio piloto); 2) comparación de estas variables en sitios del bosque sometidos a diferentes regímenes de intervención (estudio principal).

Estudio piloto: evolución de la comunidad vegetal cinco años después de su aprovechamiento

En 1991, se establecieron ochenta subparcelas de 5 m x 5 m (0,2 ha) en el bosque La Tirimbina. Cuarenta subparcelas fueron ubicadas en el área aprovechada en 1989 (bosque manejado) y las restantes, en un área de bosque no intervenido desde 1962 (bosque no intervenido). Las subparcelas fueron distribuidas en forma aleatoria, y dentro de cada una de ellas se registraron e identificaron todos los individuos $\geq 2,5$ cm dap que estuvieran enraizados dentro de la misma. El registro de los individuos siguió los mismos criterios establecidos por Gentry (1982). Las muestras incluyeron lianas, árboles, arbustos grandes, palmas y algunas hierbas.

Los diámetros de plantas erectas fueron medidos a la altura del pecho (1,3 m); excepto para árboles con gambas, en los cuales la medición se hizo 10 cm arriba de las mismas. Si una planta ramificó en tallos debajo de la altura del pecho, el diámetro de cada tallo $\geq 2,5$ cm fue registrado separadamente, considerándose sin embargo, que cada tallo pertenecía a un solo individuo. Para lianas enraizadas dentro de la parcela, el diámetro del tallo más grande $\geq 2,5$ cm fue medido. En cuanto a la determinación de un individuo (particularmente problemático

en lianas y palmas), se consideró que todo tallo unido a un tronco común constituía una sola planta (caso de lianas) y un grupo de tallos con una base común fue tomado como un solo individuo (por ejemplo para especies del género *Geonoma*).

La ubicación de las subparcelas se asignó a cuatro tipos de hábitats: camino, orilla de camino, claro y bosque no intervenido; esto con el propósito de relacionar los cambios con algún factor de perturbación provocado por el manejo.

En 1994, treinta y seis meses después de la primera medición, se evaluaron nuevamente las ochenta subparcelas, siguiendo los mismos criterios establecidos en 1991. El propósito principal del análisis fue determinar los cambios dinámicos ocurridos en los dos sitios durante los 36 meses de estudio.

Estudio principal: comparación de tratamientos, cuatro a cinco años después de la intervención del bosque

El estudio principal fue implementado por Delgado y Finegan durante el año de 1994. Trescientas veinte subparcelas de 5 m x 5 m (0,8 ha) fueron establecidas; pero solo en cuatro se aplicaron los tratamientos testigo y de liberación (Cuadro 1). Las subparcelas se ubicaron dentro de la hectárea que conforma cada parcela, sin considerar la zona de amortiguamiento.

En cada parcela se establecieron ochenta subparcelas de 5 m x 5 m (0,2 ha), de modo que para cada tratamiento se contó con un total de 160 subparcelas (0,4 ha). Al establecer cada subparcela de 5 m x 5 m, se clasificó su ubicación dentro de 6 tipos de hábitats (Cuadro 2), representativos de los distintos ambientes característicos del bosque en el momento del estudio (4-5 años después de la intervención).

Cuadro 1. Sitios involucrados en el estudio e historial de manejo

Bloque	Historial de Intervención
Tratamiento testigo	
4	Aprovechado en 1989. No se le realizó ningún tratamiento silvícola posterior
8	Aprovechado en 1990. No se le realizó ningún tratamiento silvícola posterior
Tratamiento de liberación	
5	Aprovechado en 1990. Se le aplicó un tratamiento de refinamiento y liberación parcial que significó la reducción de un 21% del total de árboles ≥ 10 cm dap y un 41% del área basal
9	Aprovechado en 1990. Se le aplicó un tratamiento de refinamiento y liberación parcial que significó la reducción de un 14% del total de árboles ≥ 10 cm dap y un 18% del área basal

Dentro de cada cuadrado de 5 m x 5 m se registraron e identificaron todos los individuos $\geq 2,5$ cm dap enraizados dentro del mismo. El registro de individuos siguió los mismos criterios establecidos por Gentry (1982). Con el propósito de relacionar los cambios en riqueza, diversidad y composición con algún factor microambiental limitante, se compararon las condiciones de iluminación y de compactación del suelo entre los hábitats. En el primer caso, se estimó la radiación solar que incidía en el centro de las subparcelas ubicadas en los diferentes hábitats. Se tomaron un total de 149 fotografías hemisféricas a

una altura de 1,3 m. Las parcelas a ser fotografiadas fueron escogidas en forma aleatoria dentro de cada tipo de hábitat y la proporción de parcelas muestreadas por hábitat varió entre 30% (quebrada) y 100% (claro). El análisis de las fotografías fue realizado en la Estación Biológica La Selva, mediante un sistema computarizado de análisis digital de imágenes sitio los factores de sitio constituyen una estimación de la cantidad total de radiación solar que alcanza el punto donde se tomó la foto, como proporción de la cantidad que se registraría en un campo abierto (Rich 1989).

El grado de compactación del suelo en los distintos hábitats se estimó mediante el cálculo de la densidad aparente. Un mínimo de 5 subparcelas de 5 m x 5 m fueron seleccionadas al azar para el análisis de compactación. Se utilizó el método del "cilindro de volumen conocido"; se tomaron tres muestras de suelo por subparcela, a una profundidad de 20 cm.

El diseño del estudio principal no permite comparaciones adecuadas entre tratamientos, pues se cuenta con solamente dos repeticiones por tratamiento; en las terceras repeticiones de las parcelas liberadas y las parcelas testigo se instalaron en 1996 subparcelas de 25 m² con el propósito de llenar el vacío existente.

Cuadro 2. Descripción de los hábitats considerados en el estudio

Hábitat	Descripción
1	<i>Camino</i> : lugar de movillización del tractor durante la fase de aprovechamiento forestal
2	<i>Orilla de camino</i> : si parte de la parcela se encuentra fuera del camino, a menos de 1 m de distancia del mismo
3	<i>Claro</i> : apertura vertical en el dosel del bosque que descende hasta 2 m de la superficie del suelo o menos (Brokaw 1982). Puede ser provocado por el aprovechamiento, el tratamiento silvícola o por causas naturales
4	<i>Fase madura</i> : Bosque libre de disturbios recientes
5	<i>Quebrada</i> : Rodal libre de disturbios recientes pero cercano a un riachuelo que determina diferencias con respecto a otras áreas del bosque
6	<i>Intervenido</i> : Sitios cercanos a árboles anillados durante la aplicación del tratamiento de liberación

Resultados y discusión

Evolución de la comunidad vegetal cinco años después del aprovechamiento

Al comparar tres años después, las muestras de 0.1 ha de bosques manejado y no intervenido (Cuadro 3), se observó un mayor dinamismo en el bosque manejado que resultó en una ganancia neta de individuos ≥ 2.5 cm dap. Este mayor dinamismo del bosque manejado hizo que sus existencias en 1994 fueran mayores a las encontradas en el bosque explotado, a pesar de que en 1991 presentaba un 14% menos de individuos. Es evidente entonces que el reclutamiento masivo de individuos en el bosque manejado fue una consecuencia de la recuperación de la vegetación en sitios perturbados por el aprovechamiento de 1989.



→ A pesar del dinamismo que mostró el bosque manejado, el número de familias, géneros y especies

registrados variaron muy poco (Cuadro 4). El aumento marcado del número de individuos durante los primeros años después del aprovechamiento no estuvo acompañado por un aumento significativo en la riqueza de especies; razones para ello pueden encontrarse al considerar la composición de las especies del grupo de reclutas. Una proporción significativa del total de los reclutas del bosque manejado (68%) perteneció a un grupo de sólo 13 especies altamente demandantes de luz: *Apelba membranacea*, *Cecropia insignis*, *C. obtusifolia*, *Pourouma minor*, *Laetia procera*, *Hampea appendiculata*; la herbácea *Heliconia pogonantha* y el helecho arborescente *Cyathea microdonta*; además, especies fuertemente asociadas a la perturbación, como *Casearia arborea*, *Ferdinandusa panamensis*, *Miconia* spp., *Psychotria elata*, y *P. luxurians*. A excepción de *H. pogonantha*, *C. microdonta* y *P. luxurians*, todas estas especies ya estaban presentes en la comunidad ≥ 2.5 cm dap del bosque manejado en 1991; para 1994 todos los individuos de este grupo se localizaban en el camino, orilla de camino o claros.

Cuadro 3. Número de individuos muertos y reclutados (n) en dos sitios del bosque La Tirimbina, Costa Rica

Bosque	1991	Muertos		Reclutas		1994
		n	%	n	%	
Manejado	211	24	11	71	34	258
No intervenido	246	23	9	27	11	250

Otro aspecto importante de este grupo de 13 especies es su muy baja abundancia y escaso reclutamiento en el bosque no intervenido, en donde constituyeron apenas el 12% de la abundancia total y el 18% del total de reclutas. A excepción de un individuo nuevo de la especie *Apeiba membranacea* y dos de *Cyathea microdonta*, aparecidos en el bosque no intervenido entre 1991 y 1994, las especies altamente demandantes de luz se reclutaron únicamente en el bosque manejado, lo cual concuerda con lo expresado por Denslow (1980), en el sentido de que las especies demandantes de luz (aparte de las que ocupan claros recién formados) rara-

mente se encuentran en bosques primarios poco alterados. En cuanto a las especies catalogadas como colonizadoras de sitios perturbados, el 96% se regeneraron exclusivamente en el bosque manejado.

Los cambios ocurridos durante el periodo 1991-1994 con las diez especies más importantes reflejan en gran medida el auge de las especies adaptadas a la perturbación en el bosque manejado. Una vez más, el bosque no intervenido mostró cambios muy limitados en comparación con el bosque manejado en términos de las especies importantes (Cuadro 5).

Cuadro 4. Número de familias, géneros y especies encontradas en dos sitios del bosque La Tirimbina, Costa Rica

Bosque	No. Familias		No. Géneros		No. Especies	
	1991	1994	1991	1994	1991	1994
Manejado	43	43	85	83	106	108
No intervenido	45	46	91	91	125	125
Totales en 0,2 ha	60	56	128	124	179	177

Con respecto a los hábitats en donde fueron establecidas las parcelas en 1991, se encontraron diferencias significativas en el número total de especies e individuos ≥ 2.5 cm dap ($P < 0.05$). En 1991, el hábitat no intervenido presentó más individuos que el registrado en orillas del camino, y su riqueza fue también mayor que la encontrada en sitios afectados por el aprovechamiento, como el camino y orilla de camino. Tres años después, tanto la riqueza como la abundancia de individuos en caminos y

orillas de camino fue estadísticamente igual a la encontrada en los sitios no intervenidos (Cuadro 6).

El cálculo de los índices de diversidad por bosque y por año para individuos ≥ 2.5 cm dap muestra claramente que la diversidad del bosque no intervenido fue superior a la del manejado en ambos años de medición, aunque no se pudo detectar ninguna tendencia de cambio de la diversidad en el tiempo (nótese que el valor del índice de Simpson disminuye conforme aumenta la diversidad):

Bosque	1991		1994	
	Shannon	Simpson	Shannon	Simpson
Manejado	6,067	0,020	6,096	0,018
No intervenido	6,519	0,018	6,514	0,011

Los índices de diversidad pueden variar ya sea por cambios en la riqueza de especies, por cambios en la abundancia de las especies, o por la combinación de ambos factores. Esto último fue lo que sucedió en el presente estudio, en donde la menor

diversidad del bosque manejado se debió a su menor riqueza de especies, y a una distribución poco equitativa generada por la abundancia creciente de especies colonizadoras de sitios perturbados.

Cuadro 5. Especies más abundantes en dos sitios del bosque La Tirimbina, Costa Rica

1991	Ind.	1994	Ind.
Bosque manejado			
1) <i>Pentaclethra maculosa</i>	12	2) <i>Pentaclethra maculosa</i>	15
<i>Protium ravenii</i>	9	<i>Cyathea microdonta</i>	12
<i>Dystovomita paniculata</i>	8	<i>Protium ravenii</i>	11
3) <i>Prestoea decurrens</i>	7	<i>Prestoea decurrens</i>	8
<i>Warszewiczia coccinea</i>	6	<i>Dystovomita paniculata</i>	8
<i>Marlla laxiflora</i>	5	<i>Ferdinandusa panamensis</i>	8
<i>Ferdinandusa panamensis</i> A	5	<i>Psychotria elata</i>	7
<i>Euterpe precatória</i>	4	<i>Casearia arborea</i>	6
<i>Perebea hispidula</i>	4	<i>Psychotria luxurians</i>	6
<i>Casearia arborea</i> A	4	<i>Cecropia insignis</i>	5
Subtotal (10 especies)	64	Subtotal (10 especies)	86
Otras (96 especies)	147	Otras (98 especies)	172
Total (106 especies)	211	Total (108 especies)	258
Bosque no intervenido			
1) <i>Pentaclethra maculosa</i>	12	2) <i>Pentaclethra maculosa</i>	13
3) <i>Prestoea decurrens</i>	8	<i>Prestoea decurrens</i>	8
<i>Geonoma congesta</i>	6	<i>Geonoma congesta</i>	8
<i>Farama occidentalis</i>	6	<i>Farama occidentalis</i>	6
<i>Casimirella ampla</i>	6	<i>Casimirella ampla</i>	5
<i>Brosimum gualanensis</i>	5	<i>Brosimum gualanensis</i>	5
<i>Protium schippii</i>	5	<i>Protium schippii</i>	5
<i>Brosimum gualanensis</i>	5	<i>Brosimum gualanensis</i>	5
<i>Laetia procera</i>	5	<i>Geonoma interrupta</i>	5
<i>Licaria sarapiquensis</i>	4	<i>Maquira costaricana</i>	5
Subtotal (10 especies)	62	Subtotal (10 especies)	65
Otras (115 especies)	184	Otras (115 especies)	185
Total (125 especies)	246	Total (125 especies)	250

Cuadro 6. Valores medianos del número de especies (NE) y de individuos (NI) por hábitats en diferentes años

Hábitat	1991		Hábitat	1994	
	NE	NI		NE	NI
No intervenido	5 ^a	6 ^a	Claro	6 ^a	7 ^a
Claro	4 ^{ab}	4 ^a	No intervenido	5,5 ^a	6 ^a
Camino	2,5 ^{bc}	3 ^{ab}	Orilla de camino	3,5 ^a	5 ^a
Orilla de camino	1 ^c	1 ^b	Camino	3,5 ^a	4,5 ^a

Medianas con letras iguales no son estadísticamente diferentes; prueba de Tukey, $\alpha = 0,05$

Comparación de tratamientos cuatro ó cinco años después de la intervención

Descripción general de la vegetación en 0,8 ha

Un total de 2180 individuos y 307 especies $\geq 2,5$ cm dap fueron encontradas en las 0,8 ha de

bosque manejado en La Tirimbina, distribuidos en 73 familias y 182 géneros. Las familias mejor representadas fueron Melastomataceae, Rubiaceae, Arecaceae, Lauraceae y Mimosaceae. Un 82% del total de individuos presentó un dap entre 2,5 y 10 cm, y apenas un 18% sobrepasó los 10 cm. Entre 2,5 y 5,0 cm dap, se ubicó más del 50% del total de individuos. Del mismo modo,

el número de especies en 0,8 ha fue mucho mayor en clases diamétricas bajas (2,5-9,9 cm dap), donde se encontraron 285 especies. Al considerar solo individuos ≥ 10 cm dap, se halló un total de 107 especies. El número de individuos $\geq 2,5$ cm dap por especie fue en general bajo (Fig. 1), lo cual es normal en comunidades ricas en especies. Un 32% del total de especies estuvo representado por un solo individuo, un 43% presen-

tó de 2 a 7 individuos y únicamente el 24% de las especies tuvieron más de 8 individuos.

Ferdinandusa panamensis fue la especie más importante (6% del total), seguida por *Pentaclethra macroloba*, *Prestoea decurrens*, *Protium ravenii* y *Licaria sarapiquensis*. Estas especies se distribuyeron en forma abundante en prácticamente toda el área de estudio.

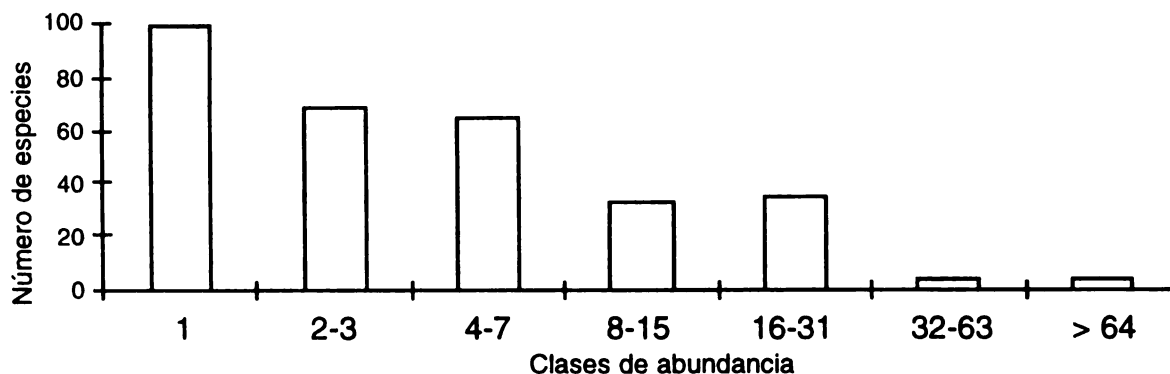


Fig.1 Distribución de especies en clases de abundancia en 0,8 ha de un bosque tropical húmedo, La Tirimbina, Costa Rica.

Frecuencia de hábitats

Un efecto directo de la intervención del bosque en La Tirimbina, fue la diferencia de ambientes encontrados entre sitios (Fig. 2). El número de subparcelas de 5 m x 5 m por hábitat varió en forma significativa entre tratamientos (Chi-Cuadrado, $P < 0,01$), lo cual ocurrió no solo a consecuencia del manejo del bosque, sino también por condiciones propias de cada sitio. El bosque testigo presentó una mucho mayor proporción de subparcelas establecidas en lugares no disturbados (bosque en fase madura, 52%), en comparación con el bosque liberado (16%).

El área de claros en el bosque testigo fue mucho menor a la encontrada en el bosque liberado, en donde el anillamiento favoreció la frecuencia de ambientes abiertos, principalmente por la constante caída de ramas. El bosque liberado presentó un ambiente más heterogéneo, con un 20% de sus parcelas en sitios cuya vegetación fue influenciada por el cauce de un riachuelo (hábitat quebrada). Sumando las áreas que fueron de alguna forma afectadas por el aprovechamiento o tratamiento silvícola, (cami-

no, orilla de camino y subparcelas en sitios anillados), tenemos que un 44% del área total fue afectada. En el bosque testigo, este valor fue de 34% (casi exclusivamente por la construcción de la red de caminos), mientras que en el bosque liberado más del 50% del área sufrió algún impacto producto del manejo del bosque.

Caracterización microambiental de los hábitats: iluminación y compactación de suelo

Las condiciones de iluminación y compactación del suelo fueron también modificadas por la cosecha y aplicación del tratamiento silvícola (Cuadro 7). Como era de esperar, la iluminación en las parcelas de 5 m x 5 m disminuyó al pasar de sitios perturbados a hábitats no perturbados. Aún después de 4 ó 5 años de que pasara el último tractor por el bosque, la radiación total recibida a 1,3 m de altura dentro de las subparcelas fue significativamente mayor en el camino que en lugares no perturbados y en sitios afectados por el tratamiento silvicultural ($P < 0,05$).

Las parcelas establecidas a orilla del camino, en claros o en sitios influenciados por la quebrada, presentaron niveles intermedios de radiación to-

tal. Como también era de esperar, existieron diferencias en compactación de suelo entre hábitats ($P < 0,01$). El camino mostró la mayor compactación, sufriendo todavía los efectos del tránsito del tractor sobre el suelo. El hábitat orilla de camino presentó niveles intermedios, y sitios como claros, bosque en fase madura y bosque tratado no mostraron evidencias de compactación. En términos generales, se observó que mientras el bosque liberado presentó una mayor proporción de sitios afectados por el tratamiento silvicultural (ambientes de mayor iluminación y con suelos no compactados), en el bosque testigo fueron más frecuentes los sitios afectados por el aprovechamiento (ambientes iluminados y con suelos compactados).

Comparación de la riqueza, diversidad y composición florística entre tratamientos y hábitats

Los valores del número de familias, géneros y especies encontrados en los distintos bosques se muestran en el Cuadro 8. Aunque con solo dos repeticiones el análisis estadístico no es posible, puede observarse un traslapeo entre los dos tratamientos (testigo y liberación) para cada uno de los tres niveles taxonómicos. Esto indica que a nivel general, no se han producido aún diferencias marcadas en la vegetación a causa de los diferentes niveles de intervención del bosque. No obstante, sí fue posible detectar diferencias de composición entre los dos tratamientos, aunque estas se debieron a la variación generada por la presencia de diferentes hábitats en diferentes proporciones, y no a los tratamientos en sí.

Cuadro 7. Valores medianos del Factor de Sitio Total (TSF) y densidad aparente por hábitat

Hábitat	TSF	n	Hábitat	g cm ⁻³	n
Camino	0,079 ^a	22	Camino	0,814 ^a	5
Claro	0,111 ^{ab}	15	Quebrada	0,660 ^{ab}	5
Orilla de camino	0,069 ^{ab}	21	Orilla de camino	0,636 ^{ab}	6
Quebrada	0,066 ^{ab}	27	Claro	0,624 ^b	6
Bosque tratado	0,081 ^b	39	Bosque en fase madura	0,622 ^b	9
Bosque en fase madura	0,062 ^b	25	Bosque tratado	0,583 ^b	6

Medianas con letras iguales no difieren estadísticamente; prueba de Tukey, alfa = 0.05

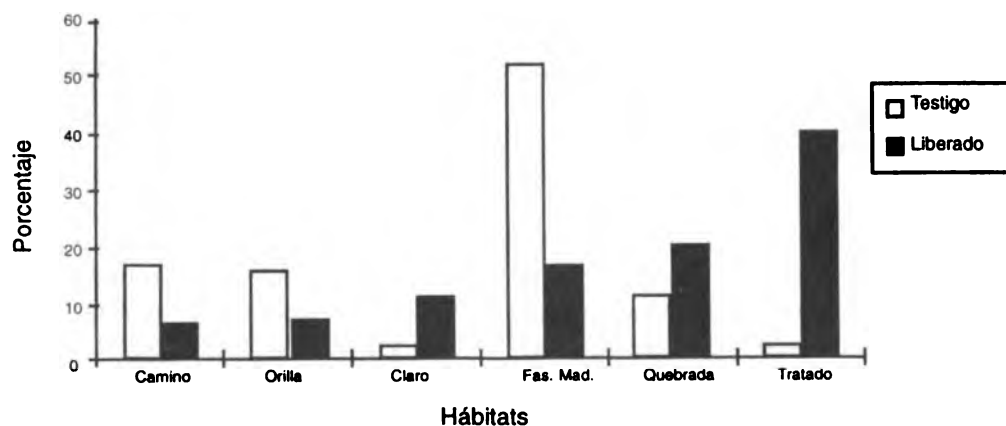


Fig.2 Frecuencia de hábitats por tratamiento en un bosque tropical húmedo de la Tirimbina, Costa Rica

Cuadro 8. Número de familias, géneros y especies por tratamiento

Tratamiento	≥2,5 cm dap			≥ 10 cm dap		
	Familias	Género	Especies	Familias	Géneros	Especies
Testigo (0,4 ha)	72	154	245	37	60	75
Liberación (0,4 ha)	66	149	223	37	67	80

Cuadro 9. Valores medianos del número total de individuos (NI) y especies (NE) por hábitat*, en parcelas de 25 m²

Hábitat	NI	NE	N	Simpson	Shannon
Bosque en fase madura	7 ^a	6 ^a	109	0,019	5,927
Bosque tratado	7 ^a	6 ^a	67	0,020	5,874
Quebrada	7 ^{ab}	6 ^a	50	0,011	6,102
Orilla de camino	6 ^{ab}	5 ^{ab}	37	0,024	5,648
Camino	5 ^b	4 ^b	36	0,038	5,025
Claro	4 ^b	4 ^b	21	0,012	5,679

Medianas con letras iguales no difieren estadísticamente; prueba de Tukey, alfa = 0,05), e índices de diversidad.

*Para todos los hábitats se seleccionaron al azar 21 subparcelas de 5 m x 5 m (525 m², el área del hábitat menos frecuente) y se realizaron los cálculos de los índices de diversidad

Cuadro 10. Coeficientes de similitud de Czekanowski para 525 m² de hábitat

Hábitat	Orilla	Claro	Fase madura	Quebrada	Bosque tratado
Camino	0,40	0,16	0,13	0,26	0,18
Orilla de camino	-	0,34	0,42	0,42	0,45
Claro	-	-	0,35	0,46	0,29
Fase madura	-	-	-	0,35	0,34
Quebrada	-	-	-	-	0,37

De este modo, puede concluirse tentativamente que a cuatro o cinco años después del aprovechamiento del bosque, y a tres años después de la aplicación del tratamiento silvicultural, no se han producido diferencias entre el bosque aprovechado (testigo) y el aprovechado y tratado silviculturalmente (liberado). Debido a que en ninguno de los tratamientos puede considerarse que el bosque se encuentra en estado de equilibrio, esta conclusión deberá referirse estrictamente al periodo de estudio.

Entre hábitats, sí se observaron diferencias en cuanto a la riqueza, abundancia y diversidad de especies (Cuadro 9). El número total de individuos y especies 2,5 cm dap, en parcelas de 5 m x 5 m, fue significativamente mayor en hábitats no afectados por el tránsito del tractor, como bosque en fase madura, bosque tratado y quebrada (P < 0,05). El hábitat orilla de camino pre-

sentó valores intermedios para estas dos variables; mientras que en el camino y claro, la riqueza y abundancia de individuos fue menor. Al comparar la diversidad entre hábitats en tamaños iguales de áreas (con el propósito de eliminar la dependencia existente entre el número de especies y el área muestreada), los índices de Shannon y Simpson coincidieron en señalar al hábitat camino como el menos diverso, y al hábitat quebrada como el de mayor diversidad.

Para comparar la composición florística entre los distintos hábitats, se empleó el coeficiente de similitud de Czekanowski (Cuadro 10). Este coeficiente indica qué tan semejantes son las composiciones de dos poblaciones; sus valores oscilan entre 0 (composiciones completamente diferentes) y 1 (poblaciones idénticas). Los valores calculados muestran que, en términos de composición, las subparcelas ubicadas en el camino resultaron

ser muy diferente a la establecidas en los restantes hábitats, mientras que las halladas a orillas del camino mostraron tener una mayor similitud con respecto a los demás ambientes del bosque. Esto se debió principalmente a que muchas de las especies presentes en sitios perturbados por el aprovechamiento (como el camino), y sitios no perturbados (como bosque en fase madura), estaban establecidas a orillas del camino.

Especies como *Cecropia Insignis*, *Cecropia obtusifolia*, *Heliconia pogonantha*, *Cyathea microdonta* y *Croton smithianus* mostraron una gran preferencia por los hábitats camino y orilla de camino (Cuadro 11), en donde ocurrió evidentemente una importante remoción del suelo y apertura del dosel durante el aprovechamiento de 1989 y 1990. Otras especies como *Geonoma deversa* y *G. congesta* se encontraron en forma abundante en áreas de bosque afectado por el tratamiento silvícola (hábitat 6), aunque sería aún

prematureo hablar en este caso de preferencia por este tipo de ambiente, por cuanto estas especies pudieron haber estado en forma abundante en el bosque liberado antes de la aplicación del tratamiento. Solo el monitoreo de su abundancia en el tiempo podrá mostrar claramente su reacción a la intervención. No obstante, pareciera probable que estas especies aumentarán su abundancia en este tipo de ambiente de dosel abierto y constante caída de ramas, si consideramos su marcada habilidad para responder a daños causados por la caída de ramas y su alta eficiencia en la interceptación de la luz (Denslow 1987, Chazdon 1986). En sitios no perturbados (bosque en fase madura) se encontraron con mucha mayor frecuencia especies como *Prestoea decurrens*, *Dystovomita paniculata* y *Licaria sarapiquensis* de presencia casi nula en el camino, orilla de camino y claro y ampliamente distribuidas en los demás sitios del bosque.

Cuadro 11. Abundancia de especies por hábitat con respecto al total de individuos por especie en 0,8 ha en La Tirimbina, Costa Rica

		Porcentaje del total de individuos por hábitat						
		1 ^a	2	3	4	5	6	n
Especies indicadoras de perturbación	<i>Cyathea microdonta</i>	50	14	0	7	12	17	42
	<i>Heliconia pogonantha</i>	35	35	0	0	22	8	23
	<i>Cecropia spp</i> *	59	18	0	6	18	0	17
	<i>Croton smithianus</i>	68	28	0	4	0	0	25
	Total	52	22	0	5	12	8	107
Especies indicadoras de sitios no perturbados	<i>Licaria sarapiquensis</i>	0	6	3	55	10	26	31
	<i>Prestoea decurrens</i>	0	11	7	46	11	25	28
	<i>Dystovomita paniculata</i>	0	0	0	50	21	29	14
	Total	0	7	4	51	12	26	73

1 Camino

3 Claro

5 Cerca de riachuelo

2 Orilla de camino

4 Bosque no disturbado

6 Intervenido

*A excepción de estas especies, solo se consideraron individuos con dap entre 2,5 y 5,0 cm

Conclusiones

Para el estudio piloto:

- El bosque no intervenido mostró durante el periodo de tres años, un mayor equilibrio en cuanto a la abundancia de individuos, número de especies y composición taxonómica de plantas $\geq 2,5$ cm de dap. El bosque manejado,

se mostró más dinámico, con un aumento marcado en la regeneración natural, principalmente en sitios perturbados por el aprovechamiento de 1989 y con cambios de composición taxonómica debido al reclutamiento de ciertas especies colonizadoras de sitios perturbados.

- Los sitios perturbados por el aprovechamiento no presentan el mismo potencial de recuperación. Casi la mitad de los reclutas se establecie-

ron en claros, mientras que la regeneración en el camino fue mucho menos abundante.

- Son relativamente pocas las especies que llegan a establecerse en sitios perturbados poco tiempo después de que este disturbio ocurre; esto hace que en tales sitios exista una baja riqueza y diversidad de especies. De esta forma, a pesar del gran número de individuos reclutados en el bosque manejado, no hubo un aumento en la riqueza ni en la diversidad de especies; los valores para estas variables son inferiores a los niveles exhibidos por el bosque no intervenido.

Para el estudio principal:

- El aprovechamiento y los tratamientos silvícolas aplicados en La Tirimbina durante el periodo 1989-1991 no ocasionaron hasta 1994 disminuciones en la riqueza de especies y abundancia de individuos 2,5 cm dap.

- La similitud en riqueza de especies e individuos $\geq 2,5$ cm dap entre tratamientos ocurre a pesar de los cambios en la frecuencia de hábitats perturbados (algunos más iluminados y con suelos más compactados), y al hecho de observarse una menor riqueza y abundancia de individuos en ambientes con perturbación drástica del sotobosque (caminos, orillas de caminos y claros).

Al parecer, este resultado se debe a que la proporción de estos hábitats fue baja en comparación con las áreas sin perturbación del sotobosque (bosque no perturbado, bosque afectado por el tratamiento silvicultural, bosque cerca de la quebrada).

- La composición florística, en cambio, sí fue afectada por el manejo del bosque. Con la intervención, se introdujeron a la vegetación $\geq 2,5$ cm dap, ciertas especies como *Cyathea microdonta*, *Heliconia pogonantha*, *Psychotria elata*, *Psychotria luxurians*, *Croton smithianus*, *Cecropia insignis* y *Cecropia obtusifolia* en hábitats disturbados, lo que provocó diferencias importantes en la composición florística entre tratamientos y hábitats.

Para especies indicadoras

- Las especies *Cyathea microdonta*, *Heliconia pogonantha*, *Croton smithianus*, *Psychotria elata*, *Psychotria luxurians*, *Cecropia insignis*, y *Cecropia obtusifolia* se regeneraron abundantemente en sitios donde hubo perturbación del sotobosque, mientras que *Licaria sarapiquensis*, *Prestoea decurrens* y *Dystovomitia paniculata*, mostraron poca habilidad para establecerse en sitios recién disturbados.

Bibliografía

- BROKAW, N.V. 1985. Treefalls, regrowth, and community structural in tropical forest. In: PICKETT, S.; WHITE, P. (eds). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press (EE.UU.), pp. 53-69.
- CHAZDON, R.L. 1986. Physiological and morphological basis of shade tolerance in rain forest understory palms. *Principes*, 30(3): 92-99.
- DENSLOW, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotrópica* 12: 47-55.
- _____. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Reviews Ecol. Syst.*, 18: 431-451.
- GENTRY, A.H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Ecology*, 15, 1-84.
- INSTITUTO METEOROLOGICO NACIONAL. 1992. Apuntes climatológicos estación La Selva, periodo 1959-1986. San José, Costa Rica, s.p.
- ITTO. 1993. Guidelines on the conservation of biological diversity in tropical production forest. Yokohama, Japan: ITTO, 18 p.
- MANTA, M.I. 1988. Análisis silvicultural de dos tipos de bosque húmedo de bajura en la vertiente atlántica de Costa Rica. Tesis Mag. Sc., Turrialba, Costa Rica, CATIE. 27 p.
- NUÑEZ, J.; UGALDE, M. 1987. Estudio de reconocimiento de suelos en la región Huetar Norte, San José, Costa Rica, 162 p.
- QUIROS, D.; FINEGAN, B. 1994. Manejo sustentable de un bosque natural tropical en Costa Rica: definición de un plan operacional y resultados de su aplicación. Turrialba, Costa Rica, CATIE. Serie Técnica. Informe Técnico no. 225. 25 p.
- RICH, P.M. 1989. A manual for analysis of hemispherical canopy photography. Department of Biological Sciences. Stanford University. LA-11733-M Manual.