

ISSN 1022-7482

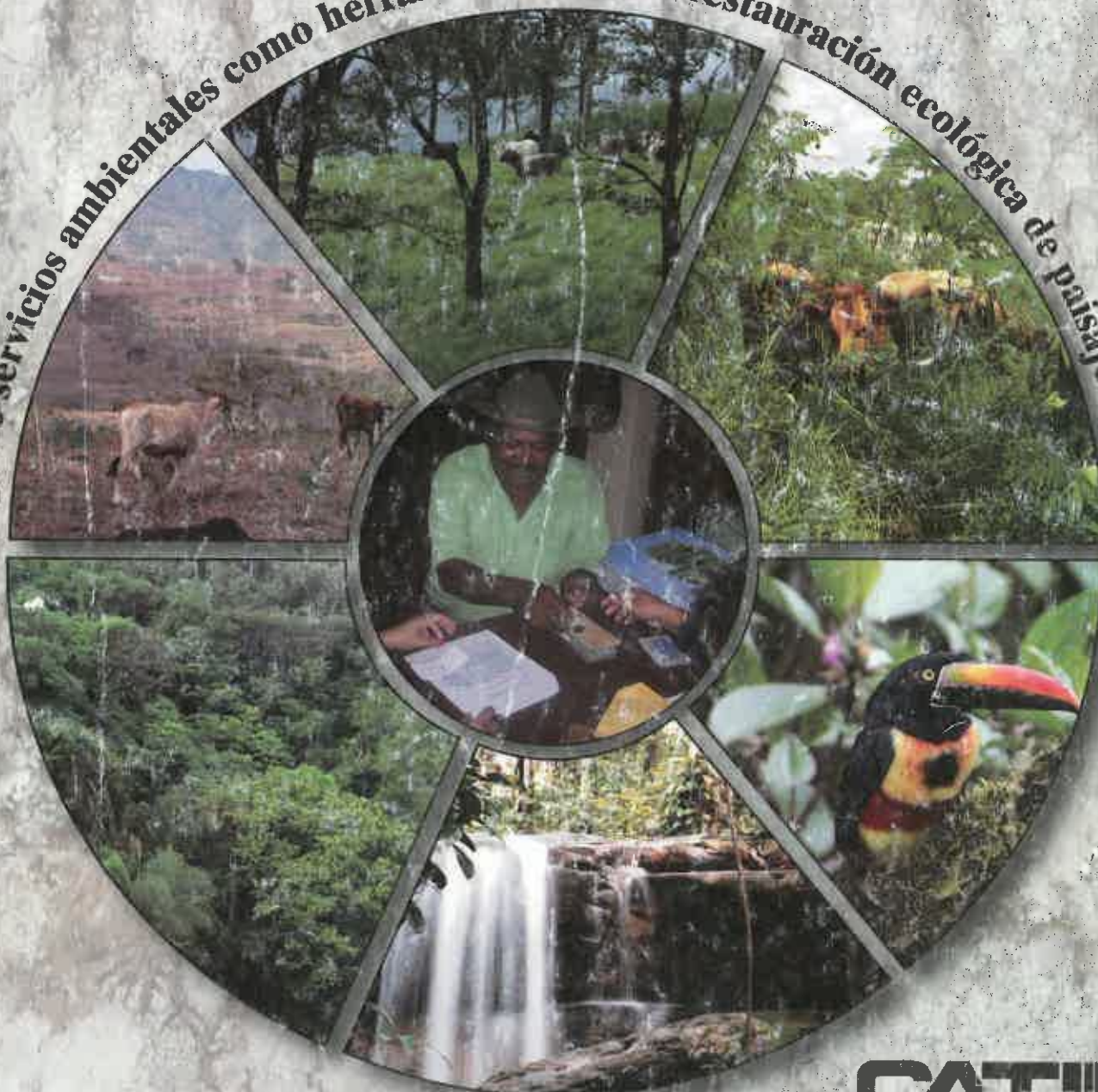
AGROFORESTERÍA

EN LAS AMÉRICAS

Nº45 2007

www.catie.ac.cr/revistas/

El pago de servicios ambientales como herramienta para la restauración ecológica de paisajes ganaderos



CATIE
Centro Agronómico Tropical
de Investigación y Enseñanza

Índice

Editorial

¿Los incentivos generados por el pago de servicios ambientales favorecen la participación de los ganaderos en la restauración ecológica de paisajes en el Neotrópico?
Juan Pablo Ruíz; Cees de Haan.....4

Agroforestales en América

Avances de investigación

Árboles dispersos en potreros en fincas ganaderas del Pacífico Central de Costa Rica
Cristóbal Villanueva; Diego Tobar; Muhammad Ibrahim; Francisco Casasola; José Barrantes; Randall Arguedas.....12

Clasificación de usos del suelo en paisajes ganaderos: el caso de Esparza, Costa Rica
Federico Villatoro; Joel C. Sáenz.....21

Almacenamiento de carbono en el suelo y la biomasa arbórea en sistemas de usos de la tierra en paisajes ganaderos de Colombia, Costa Rica y Nicaragua
Muhammad Ibrahim; Mario Chacón; César Cuartas; Juan Naranjo; Guillermo Ponce; Pedro Vega; Francisco Casasola; Jairo Rojas.....27

Relación entre las comunidades de aves y la vegetación en agropaisajes dominados por la ganadería en Costa Rica, Nicaragua y Colombia
Joel C. Sáenz; Federico Villatoro; Muhammad Ibrahim; David Fajardo; Mijail Pérez.....37

Riqueza, abundancia y diversidad de aves y su relación con la cobertura arbórea en un agropaisaje dominado por la ganadería en el trópico subhúmedo de Costa Rica
Martha L. Enríquez-Lenis; Joel C. Sáenz; Muhammad Ibrahim.....49

Diversidad de mariposas en un paisaje agropecuario del Pacífico Central de Costa Rica
Diego Tobar López; Muhammad Ibrahim; Francisco Casasola.....58

Escorrentía superficial e infiltración en sistemas ganaderos convencionales y silvopastoriles en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica
Ney Ríos; Aura Y. Cárdenas; Hernán J. Andrade; Muhammad Ibrahim; Francisco Jiménez; Freddy Sancho; Elías Ramírez; Bismark Reyes; Alfredo Woo.....66

Efecto de los corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia
Julián Chará; Gloria Pedraza; Lina Giraldo; Denis Hincapié.....72

Pago por servicios ambientales y cambios en los usos de la tierra en paisajes dominados por la ganadería en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica
Francisco Casasola; Muhammad Ibrahim; Elías Ramírez; Cristóbal Villanueva; Claudia Sepúlveda; José L. Araya.....79

Efecto del pago por servicios ambientales en la adopción de sistemas silvopastoriles en paisajes ganaderos de la cuenca media del río La Vieja, Colombia
Alvaro Zapata; Enrique Murgueitio; Carlos Mejía; Andrés Felipe Zuluaga; Muhammad Ibrahim.....86

Toma de decisiones de productores ganaderos sobre el manejo de los árboles en potreros en Matiguás, Nicaragua
Fátima López; René Gómez; Celia Harvey; Marlon López; Fergus Sinclair.....93

Cobertura arbórea y rentabilidad de fincas ganaderas en Rivas y Matiguás, Nicaragua
Fátima López; Marlon López; René Gómez; Celia A. Harvey; Cristóbal Villanueva; José Gobbí; Muhammad Ibrahim; Fergus L. Sinclair.....101

Los impactos de un proyecto silvopastoril en el cambio de uso de la tierra y alivio de la pobreza en el paisaje ganadero de Matiguás, Nicaragua
Yuri Marín; Muhammad Ibrahim; Cristóbal Villanueva; Elías Ramírez; Claudia Sepúlveda.....109

Cómo hacerlo

¿Cómo diseñar estrategias para el manejo de plantas de interés para la conservación en paisajes ganaderos?
Zoraida Calle Díaz; Lorena Piedrahita.....117

Reseñas agroforestales.....123

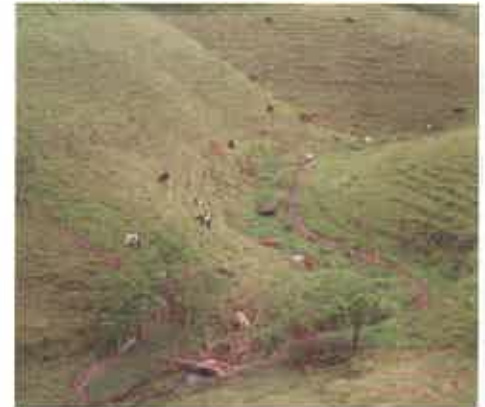
Biblioteca Comunitaria de
Ortografía - RICA - CITE

19 | 2007

RECIBIDO

Agroforestería en las
Américas

Nº 45, 2007



Aspecto de una quebrada sin vegetación protectora en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia (foto: Julián Chará)



Heliconius hecale observada comúnmente en el interior de los relictos de bosque secundario en Esparza, Costa Rica (foto: D. Tobar)



El PSA como herramienta para mejorar el bienestar de familias rurales (foto: Y. Marín)

¿Los incentivos generados por el pago de servicios ambientales favorecen la participación de los ganaderos en la restauración ecológica de paisajes en el Neotrópico?

La conversión de grandes áreas de bosques primarios para el manejo de la ganadería extensiva en América Latina es un tema de mucho interés para diferentes actores, por su aporte a la degradación ambiental. Se estima que más del 60% de las pasturas están degradadas, lo cual representa para las fincas pérdidas económicas anuales en productos animales cercanas a los 83 US\$ ha⁻¹. La magnitud del impacto negativo de la degradación de pasturas es más alarmante cuando se cuantifican las externalidades negativas relacionadas con la pérdida de la biodiversidad, la sedimentación de los ríos y la emisión de gases con efecto invernadero.

Ante esta problemática, investigadores y decisores han venido impulsado una agenda para el manejo sostenible de la ganadería basada en sistemas silvopastoriles. Estos sistemas ofrecen ventajas para el mejoramiento y la diversificación de la producción de las fincas y en la generación de servicios ambientales. Sin embargo, la magnitud de la inversión inicial requerida para el establecimiento de estos sistemas representa una barrera para la masificación de dichas tecnologías en la región. Para promover la adopción de los sistemas silvopastoriles, el CATIE, en colaboración con CIPAV en Colombia y Nitlapán en Nicaragua, está implementando desde el año 2003 el proyecto *Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas*, financiado por el GEF con el apoyo del Banco Mundial y FAO-LEAD. El objetivo del proyecto es evaluar si los pagos por servicios ambientales (PSA) constituyen un incentivo eficaz para que los ganaderos incrementen el área bajo sistemas silvopastoriles y otros usos forestales de la tierra amigables

con el medio ambiente. Además, el proyecto contempla el desarrollo de metodologías para el monitoreo de servicios ecológicos en paisajes ganaderos y propone políticas para el diseño de mecanismos con incentivos sostenibles para la implementación de los sistemas silvopastoriles en las fincas ganaderas.

Este número especial de la *Revista Agroforestería en las Américas* incluye resultados de investigación provenientes de cuatro años de ejecución del proyecto. Se incluyen también dos artículos invitados del proyecto Fragment (financiado por la Comunidad Europea), cuyo objetivo fue evaluar el impacto de la cobertura arbórea sobre la productividad de las fincas y la conservación de la biodiversidad en paisajes ganaderos.

En resumen, los resultados del proyecto silvopastoril muestran que el incentivo de los PSA es una buena herramienta para que los ganaderos incrementen la cobertura de árboles en sus fincas, especialmente por medio de la arborización de las pasturas, cercas vivas y bancos forrajeros con especies leñosas. En Colombia, se destaca el interés por los silvopastoriles intensivos con arbustos de ramoneo (p.e. pasturas en asocio con leucaena) acompañados de árboles maderables. Asimismo, la asistencia técnica ha tenido un impacto considerable en la cultura ganadera de manejo extensivo de la ganadería, promoviendo el cambio hacia una ganadería sostenible que integra sistemas silvopastoriles. En cuanto a la generación de servicios ambientales, los resultados en biodiversidad indican que los paisajes ganaderos que incluyen arreglos silvopastoriles mantienen un buen nivel de biodiversidad comparados con áreas protegidas o parques nacionales; inclusive contienen especies de mucho

interés para la conservación. La implementación de bancos forrajeros para la alimentación de ganado y sistemas silvopastoriles con árboles en potreros ha provocado una reducción significativa en la emisión de metano, óxido nítrico y un incremento en la cantidad de carbono fijado en las fincas ganaderas. Además, los indicadores de agua —tanto en calidad como en cantidad— mejoran con la conversión de pasturas degradadas a manejo de sistemas silvopastoriles. En cuanto a los análisis socioeconómicos, el PSA fue asociado con la adopción de tecnologías silvopastoriles, lo cual resulta en una mejor productividad y rentabilidad de las fincas, inclusive para los estratos de productores más pobres.

Las lecciones aprendidas del proyecto muestran que el PSA es un instrumento clave para fomentar la adopción de sistemas silvopastoriles en fincas ganaderas y en la restauración ecológica de los agropaisajes. Es importante que los decisores de políticas utilicen la información generada por este proyecto para diseñar sistemas de incentivos para la replicación o masificación de los sistemas silvopastoriles en toda América Latina. En este contexto, es importante el diseño de sistemas de “créditos verdes” para fomentar la adopción de los sistemas y estrategias para el mercado de productos

certificados de las fincas ganaderas, como por ejemplo carne con sello ambiental, amigable con la biodiversidad u orgánica. Además, es relevante la identificación de mercados para la venta de carbono producido en las fincas y la asignación de fondos de PSA para la compensación de los servicios ambientales generados en las fincas ganaderas. Esperamos que este número sea de su total agrado y se constituya en una herramienta para el mejoramiento de la ganadería en el trópico americano.

Juan Pablo Ruiz
Economista Ambiental
Encargado del proyecto GEF-Silvopastoril
Banco Mundial
Correo electrónico: jruiz@worldbank.org

Cees de Haan
Ganadería ambiental
Co-encargado del proyecto GEF-Silvopastoril
Banco Mundial
Correo electrónico: cdehaan@worldbank.org

Agroforestales en América

MABEL LEDEZMA LÓPEZ: mujer sinónimo de innovación en fincas ganaderas

La señora Mabel Ledezma López es originaria del Cantón de Esparza, Costa Rica. Ella reside junto a su familia en su finca de 12 ha, la cual recibió por herencia de sus padres hace más de 25 años. Desde su niñez ha estado involucrada en el sector agropecuario, el cual ha sido la principal fuente de ingresos de la familia. En el 2003 fue seleccionada para participar en el programa de pago por servicios ambientales a fincas ganaderas dentro del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (GEF-Silvopastoril). La señora Ledezma forma parte del grupo de productores líderes e innovadores en la implementación en la finca de tecnologías silvopastoriles y buenas prácticas que mejoran la productividad de las fincas y la conservación de los recursos naturales, tales como arborización de pasturas mejoradas, cercas vivas diversificadas, bancos forrajeros de leñosas y gramíneas, así como el establecimiento de un biodigestor para la generación de biogás (metano) como fuente de energía. Esta finca modelo ha sido utilizada por el CATIE y el MAG para desarrollar eventos de capacitación a productores y técnicos en el tema de producción animal en armonía con el ambiente.



¿Qué significa para un productor la producción animal convencional y aquella en armonía con el ambiente?

Si yo protejo el ambiente, significa proteger a mis animales con aguas más limpias, con sombra para el ganado, con mejores pastos, con un mejor paisaje de mi finca; además, puedo aumentar mi hato y hacerlo más productivo.

¿Cuáles son los sistemas silvopastoriles comunes en fincas ganaderas y qué beneficios generan?

Bancos forrajeros, pastos mejorados con árboles, cercas vivas, zonas para regeneración natural, protección de nacientes, protección de bosques. En relación a los beneficios que generan: mayor cantidad y calidad de alimento para mis animales durante todo el año y en efecto la producción animal será mucho mejor; se mejoran los recursos naturales como suelo, agua y biodiversidad y también se mejora la belleza del paisaje.

¿Cuáles son las barreras que no favorecen una mayor adopción de sistemas silvopastoriles como los bancos forrajeros de leñosas y liberación de áreas críticas como nacientes y zonas con alta pendiente?

Yo pienso que esta la parte económica y la parte cultural. La parte económica es una limitante para realizar muchos cambios; en la parte cultural, los agricultores son muy lentos en el cambio. Además, ellos esperan ver resultados positivos en otros agricultores para empezar a hacer sus cambios.

Según su experiencia dentro del proyecto GEF – Silvopastoril ¿Cree que el pago por servicios ambientales podría ser una herramienta para incentivar a los finqueros a iniciar con una producción en armonía con el ambiente?

Claro, para mí el pago es importante.

¿Qué ventajas y desventajas detectó en el proyecto GEF – Silvopastoril?

En lo personal, el proyecto ha tenido más ventajas que desventajas. Recibí una ayuda económica que nunca

había recibido. Aumenté mi hato porque en tiempos atrás no lo había podido hacer, como efecto de nuevos cambios de uso de la tierra como bancos forrajeros de leñosas y gramíneas, además de mejorar el manejo de las pasturas. Me capacité sobre numerosas prácticas relacionadas con la producción y alimentación animal, como introducción de pastos mejorados, bancos forrajeros, ensilaje y siembra de árboles. También sobre temas ambientales como manejo de desechos orgánicos por medio de biodigestores y lombricultura. Sobre todo eso yo nada sabía y ya lo aprendimos.

La desventaja fue que en vista de que es un proyecto piloto los pagos fueron por muy corto tiempo, en mi caso fueron dos años. En lo personal, pienso que sería mejor un programa de pago de servicios ambientales permanente, para que el productor pueda mantener y proteger los recursos naturales dentro de su finca y con esa ayuda hacer todos los cambios.

En su opinión, ¿qué usos de la tierra deben existir en una finca para mantener un equilibrio entre producción animal y conservación de biodiversidad?

Bueno, los usos de la tierra deben ser de acuerdo a la capacidad de cada finca o del tamaño de cada finca. Las áreas con mucha pendiente o cerca de fuentes de agua deben de protegerse con la siembra de árboles y las áreas que presentan mejores condiciones para la producción animal. Yo pienso que deben de trabajarse bajo sistemas silvopastoriles con el fin de proteger la biodiversidad.

Para finalizar, ¿qué mensaje tiene para los finqueros y técnicos que trabajan en el campo de la ganadería?

Bueno, dejar claro que a los ganaderos estos sistemas silvopastoriles nos ayudan en gran parte con la alimentación del ganado, especialmente en la época seca. Esto mejora la rentabilidad de nuestras pequeñas explotaciones y apoya la conservación de la biodiversidad. Por lo tanto, invito a los ganaderos a que se inicien en esta práctica ganadera, ya que todos nos beneficiamos.

Agroforestales en América

STEFANO PAGIOLA: pionero en el diseño y la implementación de proyectos de pago por servicios ambientales en América Latina

Stefano Pagiola es un ciudadano italiano especialista en economía ambiental en el Departamento de Ambiente del Banco Mundial. Actualmente, lidera los trabajos sobre pago por servicios ambientales en el Banco Mundial; también trabaja sobre los problemas de financiamiento sostenible de áreas protegidas, conservación de la biodiversidad y en aplicaciones prácticas para la valoración económica. Stefano se vinculó con el Banco Mundial en 1994, iniciando sus trabajos en el sur de Asia. Antes de trabajar con el Banco Mundial, laboró en la Universidad de Stanford como profesor de Economía Ambiental. Obtuvo su Pregrado en la Universidad de Princeton, y la Maestría y el Doctorado en Economía en la Universidad de Stanford.



¿Cuáles son los nuevos paradigmas en pagos por servicios ambientales (PSA)?

Es importante poner más atención a los mecanismos de financiamiento de los PSA. Cuando se habla de PSA, muchos piensan en los proveedores. En este sentido, se ha realizado mucho trabajo de cómo escribir contratos y hacer monitoreos y sobre algunos aspectos de los impactos sociales del PSA sobre los participantes que reciben este beneficio. Sin embargo, se ha puesto poca atención en quién va a pagar —porque deberían pagar—, cómo captar esos pagos y cómo manejarlos. En estos últimos años, creo que se ha puesto más atención y espero que esta tendencia se vaya concretando, porque esta parte del mecanismo es la que crea mayores atractivos. En estos momentos en que todavía el presupuesto para conservación es limitante cuando la gente está dispuesta a pagar por servicios ambientales da una señal muy concreta y real de que considera valiosos los servicios ambientales que están siendo generados. Ese tipo de señal no es como cuando se hace una encuesta donde se busca conocer sobre la voluntad de pago, pues sabemos que una encuesta puede estar sesgada de muchas formas y al final si la persona o compañía está dispuesta a pagar o no, es solamente un asunto teórico.

¿Cómo se busca a los compradores de servicios ambientales?

Para vender servicios ambientales no se debería empezar por la oferta sin conocer la demanda. Es un error generar servicios ambientales en un ecosistema X y salir a ver quién los quiere comprar. Es mejor empezar con grupos que tienen una necesidad o problema. Por ejemplo, una hidroeléctrica que tiene un embalse y se está llenando de sedimentos o un municipio que no cuenta con agua de calidad. Yo creo que se debe identificar un problema, luego las causas que lo generan, y las posibles soluciones. Siguiendo los pasos anteriores es más probable que lleguemos a crear mecanismos sostenibles para solucionar los problemas prioritarios de la gente y de los ecosistemas. Algunas veces, el problema podría tener múltiples soluciones, entre ellas el PSA. Se debe tener en cuenta que el problema por resolver sea prioritario, pues de no ser así si la gente tiene otras prioridades es más difícil alcanzar la sostenibilidad.

¿Le parece que el enfoque es en la oferta en vez de la demanda?

Eso es porque los que trabajamos en investigación y desarrollo tenemos un sesgo hacia ese lado porque nosotros somos quienes controlamos la oferta y no necesariamente manejamos la parte de la demanda.

Culturalmente, la mayoría de la gente que está trabajando en este tema tiene formación en desarrollo rural, de protección o conservación de la naturaleza o aspectos focalizados de los ecosistemas o en la gente que provee los servicios y trabaja con campesinos, y no trabajamos tanto con gente que utiliza los servicios ambientales. No es frecuente observar ingenieros hidráulicos en conferencias sobre el tema de PSA, o gente que trabaje con los compradores de servicios ambientales.

¿Qué programas tiene en este momento el Banco Mundial con respecto al PSA y cuáles cree usted que serán las futuras tendencias que el Banco va a seguir?

Es importante tener en mente que el Banco Mundial responda a la demanda de sus clientes y esto es especialmente cierto en el caso del PSA. Recordemos que el PSA no fue un concepto inventado por el Banco Mundial, pues el primer proyecto en que incursionó fue el proyecto de ecomercados en Costa Rica y este proyecto se empezó tres años después de que los costarricenses habían creado el sistema de PSA. Ellos nos pidieron ayuda para mejorarlo y hacerlo sostenible. Luego, otros países mirando el ejemplo costarricense nos pidieron ayuda para replicar el sistema. Creo que las tendencias futuras van a girar en torno a lo que deseen hacer los países y especialmente en Latinoamérica, donde existe mucha demanda por estos temas. No creo que las tendencias futuras dependan de las demandas; claro que trabajando en Costa Rica, con el proyecto silvopastoril y con muchos otros proyectos, hemos acumulado una importante experiencia en este tema. Esto permite dirigir mejor la demanda, es decir, cuando alguien llega y dice “yo quiero hacer este tipo de pago”, creo que conocemos bastante para poderle decir “mirá, en tu caso ese no sería el mejor enfoque, habría que tener otro enfoque”, pero cada caso es distinto y puede ser que en alguna ocasión dependa de la demanda existente. Las prioridades las definen los países y en el Banco Mundial apoyamos a quienes nos pidan apoyo y la naturaleza del apoyo depende de las circunstancias y de las condiciones locales.

Aparte de la necesidad de empezar por la demanda en el diseño de esquemas de PSA, ¿cuáles otras lecciones aprendidas considera usted que se deben resaltar en este momento?

Creo que más que lecciones hoy tenemos más preguntas. El PSA no se debe ver como un objetivo sino como una herramienta para lograr un objetivo al igual que muchas otras herramientas. Lo segundo es que hay que elegir una buena solución o más bien la solución

que tiene la mayor probabilidad de tener éxito. Cuando estamos pensando en este y otros mecanismos conocemos bastante bien las preguntas que deben hacerse; no siempre tenemos las respuestas y en algunos casos específicos pueda que no tengamos suficiente experiencia en cierto tipo de situaciones. Los casos, aunque están creciendo, son muy pocos, pero generalizando hay dos aspectos que son muy importantes aparte de comenzar con la demanda: uno es entender bien la parte científica del problema. Si se quiere vender servicios ambientales se debe saber cómo generar servicios ambientales; si queremos más agua limpia tenemos entender bastante bien las condiciones hidrológicas, los enlaces hidrológicos a nivel del suelo y los impactos cuenca abajo; si queremos secuestrar carbono debemos saber cuánto cuesta secuestrar ese carbono con diferentes especies en determinadas condiciones climáticas, y muchas veces nuestro conocimiento es muy limitado, especialmente en agua, pues mucho de lo que creemos conocer no es correcto y, en ocasiones, pese a ser correcto no es lo suficientemente detallado para poder saber si el PSA podría funcionar. Por ejemplo, no es suficiente saber que determinado uso de la tierra reduce la sedimentación, se debe conocer con certeza cuántas toneladas de sedimentación se podrían evitar al instalar ese uso de la tierra, porque eso tiene una fuerte influencia sobre si vale la pena pagar por servicios ambientales, o si sencillamente es más barato ir con una maquinaria y remover los sedimentos. Si no se puede calcular esos valores será muy difícil convencer a personas o profesionales que culturalmente requieren de números para tomar decisiones aunque, como en el caso anterior, el PSA pueda ser la mejor opción para evitar la sedimentación.

Muchos de los donantes que están financiando proyectos relacionados a PSA a nivel internacional plantean que si se implementa una iniciativa para el PSA los pobres deben estar involucrados o deben ser en sí la población meta. ¿Cómo se podrían diseñar esquemas de PSA que beneficien a los pobres y mitiguen la pobreza?

Es importante considerar que el PSA por su naturaleza no es un instrumento para reducir la pobreza. El PSA, como lo dice su nombre, trata de generar servicios ambientales y es importante que este sea su principal objetivo. Por ejemplo, si elegimos proveedores con el criterio de que sean capaces de generar servicios ambientales y que además sean pobres, al final posiblemente no vamos a generar los servicios ambientales que queremos, o los podríamos generar a un costo mayor de lo que otros usuarios los podrían ofrecer y esto es muy peligroso porque podría hacer que los pagos no fueran sostenibles, especialmente cuando son los usuarios

quienes pagan por los servicios ambientales generados. Por ejemplo, si la hidroeléctrica que está pagando por la disminución de sedimentos en la cuenca donde tiene el embalse no recibe una disminución en la sedimentación no va a pagar, entonces ni hay pago, ni se genera servicios ambientales, ni se puede reducir la pobreza. El objetivo de generar servicios ambientales y los criterios de participación deben estar basados en la habilidad de generar servicios. Por ejemplo, en una cuenca se debe pagar servicios ambientales a los ricos y a los pobres que generan servicios ambientales en áreas críticas aunque el costo de trabajar con pobres sea mayor. Parece que para que los pobres puedan participar en esquemas de PSA hay dos aspectos verdaderamente importantes por considerar.

El primero es que mucha gente piensa que los pobres tienen muchos obstáculos para generar servicios ambientales porque a veces no cuentan con recursos económicos o les falta asistencia técnica para promover en sus fincas cambios que conduzcan a la generación de esos servicios ambientales. Para ello es necesario diseñar programas paralelos al de PSA para facilitarles los medios económicos y para mejorar su capacidad técnica en los casos que así lo requieran. De hecho, los nuevos proyectos que acaba de aprobar Banco Mundial para México y Costa Rica tienen componentes que tratan precisamente de brindar el apoyo necesario a los pobres para que puedan superar los obstáculos que podrían eventualmente impedir la participación en un esquema de PSA.

El segundo aspecto importante que ha tenido menos atención es el de los costos de transacción. Todos sabemos que es más costoso hacer un contrato con un finquero pequeño que tiene una hectárea que con uno que tiene mil hectáreas, es decir el costo por finca es el mismo pero por hectárea y por unidad de servicio es muy diferente, pues es mayor cuando tienes que trabajar con cien finqueros pequeños que con un latifundista y esta tendencia siempre es así: crea incentivos para enfocarse en los grandes proveedores, que muchas veces aunque no siempre son los más ricos. Se debe trabajar para reducir los costos de transacción porque es uno de los obstáculos más importantes para que los pobres puedan participar, aunque estos costos no los podemos reducir completamente. Creo que hay lugar para hacerlo pues muchos de los costos son atribuibles a aspectos en los cuales nosotros tenemos influencia. Por ejemplo, en ocasiones para participar en una operatoria de PSA se deben cumplir 10 o 15 condiciones, la mayoría de las cuales no tienen que ver con la provisión

de servicios ambientales, o le imponemos un plan de manejo muy costoso. Y otra vez esta serie de complicaciones son más costosas por unidad de área para un productor pobre. Creo que muchos de los obstáculos citados anteriormente se pueden eliminar sin perder de vista el objetivo fundamental, que es el de proveer servicios ambientales y ayudar a eliminar los obstáculos que afectan a los más pobres.

Los obstáculos que mencionó están asociados a ciertas burocracias que necesitan este tipo de trabas para justificar el manejo de ciertos programas.

Una parte es burocracia, pero una parte son esfuerzos bien intencionados de gente que trabaja en conservación o en otros temas que piensan que lo que se hace es lo más adecuado, aunque el resultado de eso puede llegar a ser perverso. Cuando por tratar de hacer algo bueno se busca la perfección para evitar lo malo, se puede tener un efecto negativo sobre la participación de los pobres. Lo hemos visto en mecanismos de certificación, cuando este mecanismo funciona bien le da a los pobres un sobreprecio por su producto, o un mercado exclusivo, pero si examinamos los productos certificados en sí mismos, se deben incluir ciertos aspectos base —por ejemplo, que sean orgánicos— y se incluyen una serie de objetivos sociales, como que haya un puesto de salud para los obreros, educación para las familias de los obreros, todos objetivos importantes, valiosos, pero si se deben de sumar son obstáculos al mecanismo de certificación y por ello habrá menos productores certificados pobres.

¿Cuál es el futuro que le visualiza al PSA, por ejemplo al del proyecto GEF-Silvopastoril?

Todos los sistemas de PSA tienen futuro en la medida que puedan ser financiados por los usuarios, porque esto

es casi una transacción de mercado, pues no es de mercado por la estructura misma del problema, pero casi es de mercado porque depende de los intereses de las dos partes. Si los usuarios desean algo y los proveedores pueden ofrecerlo a precios adecuados todos están contentos y felices. Para que el PSA sea sostenible a largo plazo debe ser voluntario y financiado por los usuarios, quienes reciben lo que quieren y pagan un monto suficiente a los proveedores para que reciban al menos lo que habían podido recibir en su mejor alternativa y que los usuarios reciban servicio a un costo menor. Un sistema como el anterior es estable.

Los sistemas financiados por otros modos, por ejemplo por donantes, a veces no son sostenibles porque cada dos o cuatro años la moda cambia; por ejemplo, hoy la moda es PSA, pero en 4 años puede haber otras prioridades; lo mismo pasa con los gobiernos, pues en un momento algo es una prioridad y dentro de 5 años después de las elecciones las prioridades son otras, aunque los acuerdos estén dentro del marco de la ley no hay seguridad de que los pagos sean sostenibles.

Aun cuando el futuro puede ser promisorio bajo algunos sistemas de PSA, si algo no funciona no hay que sorprenderse de ello. En el mercado no todas las empresas que proveen un servicio comercial funcionan, ciertas fracasan. Los sistemas de PSA a veces no funcionan porque quizás nos equivocamos en los aspectos científicos, quizás los costos son demasiado altos, o se presenta en el mercado una solución más barata. No nos debe sorprender el hecho de que una parte no funcione a largo plazo, pero si el enfoque es el correcto, tenemos una mejor y más alta probabilidad que otros enfoques de ser sostenibles a largo plazo.

Avances de Investigación

Árboles dispersos en potreros en fincas ganaderas del Pacífico Central de Costa Rica

Cristóbal Villanueva¹; Diego Tobar¹; Muhammad Ibrahim²; Francisco Casasola¹; José Barrantes³; Randall Arguedas³

Palabras claves: abundancia; diversidad; especies amenazadas; índice de valor de importancia; sistemas silvopastoriles.

RESUMEN

Los árboles en potrero cumplen funciones productivas y ecológicas en las fincas ganaderas; sin embargo, existe una tendencia hacia la reducción de su riqueza, abundancia y diversidad, debido al comportamiento animal y al manejo que realizan los productores en los potreros activos. Por lo tanto, es importante estudiar el componente arbóreo en potreros para definir estrategias que lleven a mantener e incrementar los niveles de cobertura arbórea, buscando un balance entre productividad y conservación. Se estudió la composición, riqueza, abundancia y estructura de árboles dispersos en pasturas activas de *Brachiaria brizantha* y su relación con los sistemas de producción bovina en la región de Esparza, Costa Rica. Se seleccionaron al azar 53 potreros que fueron clasificados según el sistema de producción de las fincas. En cada potrero se realizó un censo de todos los árboles con un diámetro a la altura del pecho (dap) ≥ 5 cm. Se determinó la abundancia, riqueza, índice de diversidad de Shannon, índice de valor de importancia de las plantas (IVI), curva de acumulación de especies, cobertura de copa de los árboles, densidad de árboles, área basal, distribución de clases diamétricas de especies abundantes, escasas y en peligro de extinción. Se identificaron un total de 2881 individuos, pertenecientes a 68 especies y 35 familias en un área de muestreo de 70,5 ha. Según el IVI, las seis especies más importantes fueron *Acrocomia aculeata* (coyol), *Tabebuia rosea* (roble de sabana), *Cordia alliodora* (laurel), *Psidium guajava* (guayaba), *Cedrela odorata* (cedro) y *Enterolobium cyclocarpum* (guanacaste). En este grupo, existen especies para madera, alimentación animal (frutos) y árboles de sombra para el ganado. La densidad promedio de árboles fue de $51 \pm 5,8$ individuos ha^{-1} (cobertura arbórea promedio de $16,8 \pm 1,4\%$), lo cual es elevado en comparación con otros ecosistemas similares. Los sistemas de producción de doble propósito y carne mostraron diferencia significativa en su índice de diversidad de Shannon ($1,67 \pm 0,07$ vs. $1,46 \pm 0,11$, respectivamente). Se concluye que un gran porcentaje de pasturas manejadas activamente contienen recursos arbóreos que cumplen diferentes funciones en los sistemas de producción ganadera. Pocas especies arbóreas son dominantes en los potreros, lo cual podría estar relacionado con la adaptación a las condiciones agroecológicas de las pasturas y las preferencias de los productores por retener estas especies claves en pasturas.

Dispersed trees in pastures of cattle farms in the Central Pacific region of Costa Rica

Key words: abundance; diversity; index of value of importance; silvopastoral systems; threatened species.

ABSTRACT

Trees in pastures fulfill productive and ecological functions in cattle farms. However, there is a trend to reduce their richness, abundance and diversity through animal behaviour and active pasture management by farmers. Therefore, it is important to study the tree component in pastures to define strategies for maintaining and increasing the tree cover to reach a balance between productivity and conservation. The composition, richness, abundance and structure of trees dispersed in pastures established with *Brachiaria brizantha* grass and their relation to cattle production systems in Esparza, Costa Rica, were studied. A total of 53 pasture plots were randomly selected and classified according to cattle production systems. A census for trees with diameter at breast height of 5 cm or more was carried out in all selected pasture plots. The abundance, richness, Shannon diversity index, index of value of importance (IVI), species accumulation curve, tree cover, tree density, basal area, and diameter class distribution of abundant and threatened species were determined. A total of 2881 individuals were identified, belonging to 68 species and 35 families in a sampling area of 70.5 ha. According to the IVI, the six most important tree species were *Acrocomia aculeata*, *Tabebuia rosea*, *Cordia alliodora*, *Psidium guajava*, *Cedrela odorata*, and *Enterolobium cyclocarpum*. Many of these species are used for timber, fodder production, and as shade trees in pastures. Mean tree density was 51 ± 5.8 individuals ha^{-1} (a mean tree cover of $16.8 \pm 1.40\%$), which is relatively high compared to similar ecosystems. The Shannon index was significantly different between dual purpose (meat and milk) and beef cattle production systems (1.67 ± 0.07 vs. 1.46 ± 0.11 , respectively). We conclude that a large percentage of actively managed pastures contain tree resources that have different functions in cattle production systems, but only a few species are dominant, which may be related to the adaptation of these species to ecological conditions in grazing systems, and to farmer's preference in the retention of key species in pastures.

¹ Investigadores del Grupo Ganadería y Manejo del Medio Ambiente – CATIE, Sede Central. Apdo. 7170, Turrialba, Costa Rica. Correos electrónicos: cvillanu@catie.ac.cr, dtobar@catie.ac.cr, fcasasol@catie.ac.cr.

² Director del Grupo Ganadería y Manejo del Medio Ambiente – CATIE, Sede Central. Apdo. 7170, Turrialba, Costa Rica. Correo electrónico: mibrahim@catie.ac.cr

³ Ministerio de Agricultura de Costa Rica, región Pacífico Central, Esparza, Costa Rica. Correos electrónicos: jbaranticos@costarricense.cr, randallarguedas@costarricense.cr

INTRODUCCIÓN

En Centroamérica, una de las principales causas de la fragmentación del paisaje es la ganadería extensiva, caracterizada por bajos índices de producción, manejo incorrecto de pasturas y degradación del recurso suelo. Esto ha generado una gran presión sobre los recursos naturales (Szott et ál. 2000). Por otro lado, la inestabilidad de los mercados de la leche y la carne y los altos costos de producción en sistemas convencionales han creado la necesidad de buscar alternativas como los sistemas silvopastoriles, los cuales pueden mejorar la productividad y sostenibilidad ganadera sin detrimento del medio ambiente (Botero et ál. 1999, Souza de Abreu 2002). Diversos estudios han evidenciado el efecto positivo de los árboles en potrero sobre la productividad animal (Souza de Abreu 2002, Restrepo et ál. 2004); la producción de forraje en la época seca (Casasola et ál. 2001); contribución a la conservación de la biodiversidad (Harvey y Haber 1999); secuestro de carbono (Chacón et ál. 2006) y protección del suelo contra la erosión hídrica (Ríos et ál. 2006).

En las pasturas existen árboles dispersos o agrupados provenientes de la regeneración natural y/o remanentes de la vegetación original. El mantenimiento y arreglo espacial de los árboles en potreros depende de diversos factores socioeconómicos, culturales y biofísicos (Muñoz et ál. 2003). Actualmente, existen pocos estudios que hayan caracterizado la composición, riqueza y estructura de los árboles presentes en los potreros activos (Esquivel et ál. 2003, Souza de Abreu 2002). Existe una tendencia hacia la reducción en la riqueza, la abundancia y la diversidad de árboles en potreros, debido a la selectividad animal y al manejo que realizan los productores en sus potreros activos. Por esta razón, es importante estudiar el componente arbóreo en potreros para definir estrategias que lleven a mantener e incrementar los niveles de cobertura arbórea. Este manejo debe ser coherente con las condiciones socioeconómicas, culturales y biofísicas de las comunidades, procurando lograr un equilibrio entre productividad y conservación. De la misma forma, es crucial la investigación y el mejoramiento de la asistencia técnica a productores, buscando la concientización sobre el manejo racional del recurso arbóreo en las fincas ganaderas.

El objetivo del presente estudio fue caracterizar el componente arbóreo (composición, abundancia, riqueza, diversidad y estructura) en pasturas activas con pasto *Brachiaria brizantha*. Asimismo, se pretende conocer el impacto de los sistemas de producción sobre la diversidad y estructura de la cobertura arbórea en potreros. Los re-

sultados servirán de base para el diseño de estrategias que mantengan y/o incrementen el componente arbóreo en fincas, con lo cual se podría generar servicios ambientales y mejorar las condiciones socioeconómicas de las familias ganaderas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la región de Esparza, Puntarenas, perteneciente a la región del Pacífico Central de Costa Rica. La región pertenece a la zona de vida Bosque Subhúmedo Tropical (Holdrige 1967), con una altitud de entre 50 y 1000 m, temperatura media anual de 27 °C y una humedad relativa entre 65 y 80%. La precipitación anual varía entre 1500 y 2000 mm, con una época seca de diciembre a abril. Los terrenos del área de estudio presentan una pendiente de entre 0 y 30%.

Los principales usos de la tierra en el área de estudio son las pasturas (66%) y los bosques (bosques secundarios, riparios y fragmentos de bosques; 28%). La actividad predominante en el paisaje de Esparza es la producción ganadera, principalmente bajo cría y engorde (63%), seguida por sistemas doble propósito (leche y carne; 34%); y fincas con producción mixta (agricultura y ganadería; 3%). Las especies de pastos más utilizadas son *B. brizantha* e *Hyparrhenia rufa*. Existe una diversidad de razas de ganado bovino en la zona de Esparza, con predominancia de Brahmán, cruces de Brahmán con Indobrasil en fincas de producción de carne y animales cruzados como cebú (Brahmán o Brahmán con Indobrasil) con razas lecheras (Holstein o Pardo suizo) en fincas doble propósito.

Caracterización de los árboles dispersos

Se seleccionaron al azar 53 potreros (70,5 ha) con pasto *B. brizantha*, con buena condición y cobertura de suelo, usando la base de datos de usos de la tierra del Proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (proyecto GEF- Silvopastoril) para la zona de Esparza. Se llevó a cabo un censo de los árboles con diámetro a la altura del pecho (dap) ≥ 5 cm en cada potrero. Se identificó la especie de cada individuo, el arreglo espacial (individual y en grupo: cuando se tocan las copas de dos o más árboles), se midió el dap, la altura de fuste, la altura total, y se estimó el área de copa mediante la medición perpendicular del diámetro mayor y el menor, considerando como una sola copa los árboles en grupo. En el caso de árboles de difícil identificación en el campo, se llevaron muestras vegetales al herbario de la Universidad Nacional de Costa Rica para su identificación.

Las especies arbóreas identificadas fueron clasificadas según los usos potenciales para madera, leña, forraje y consumo humano (Jiménez et ál. 2002). Se estimó la abundancia (número de individuos por especie), riqueza (número de especies), frecuencia (número de potreros en los cuales se encontró cada especie), dominancia relativa (porcentaje del área basal de la especie respecto al área basal total), densidad de árboles (número de árboles ha⁻¹) y cobertura arbórea con base en las mediciones de campo. El área de cobertura arbórea fue calculada utilizando la formula de la elipse ($A = \pi * \text{radio1} * \text{radio2}$)⁴ y el porcentaje total de la cobertura arbórea por potrero fue estimado de la suma de todas las áreas de las copas de los árboles existentes dividida entre el área total del potrero de referencia.

El número de especies arbóreas en las pasturas activas se estimó realizando una curva de acumulación de especies y considerando el esfuerzo de muestreo. Con este análisis, se estimó el número esperado de especies para el área, el porcentaje detectado y el esfuerzo de muestreo necesario para alcanzar el valor esperado (Soberón y Llorente 1993). Se consideró como unidad muestral el número de individuos censados y como variable de respuesta el número de especies de árboles registradas en los potreros. El número de especies esperadas y el esfuerzo necesario se obtuvieron al ajustar el modelo de acumulación de especies de Clench (Soberón y Llorente 1993) con un procedimiento de regresión no lineal en el programa InfoStat (InfoStat 2004).

Se calculó el índice de valor de importancia de cada especie de planta (IVI) con base en su abundancia, domi-

nancia y frecuencia relativa (Mongue 1999). El índice de diversidad de Shannon fue calculado para cada potrero utilizando el programa Species Diversity & Richness V 3,0 (Seaby y Henderson 2002). Se empleó un análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis para evaluar las diferencias de las variables de estructura del componente arbóreo (cobertura, área basal y densidad de árboles) e índice de diversidad entre sistemas de producción (carne y doble propósito). Se realizaron análisis de regresión y correlación entre las variables de estructura de la cobertura arbórea y características biofísicas de los potreros (tamaño y pendiente del potrero). Los análisis estadísticos se llevaron a cabo mediante el programa InfoStat.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Composición florística

Se registraron un total de 2881 individuos, pertenecientes a 68 especies y 35 familias en un área de muestreo de 70,5 ha. El número de especies resultó un poco menor al encontrado en el Parque Nacional Santa Rosa (75 especies), ubicado en el pacífico seco de Costa Rica (Gillespie et ál. 2000). Esto podría reflejar que los paisajes ganaderos cumplen un papel importante en la conservación de la diversidad de especies arbóreas. La familia con el mayor número de especies fue Fabaceae/Papilionoideae, con 7 especies (10,3%), mientras que la familia con mayor abundancia de individuos fue Aracaceae, con 518 individuos (18% de los individuos; Cuadro 1). El índice promedio de diversidad de Shannon a nivel de potrero fue de $1,61 \pm 0,1$, mayor al encontrado por Villanueva et ál. (2003a) y López et ál. (2004) en fincas ganaderas de

Cuadro 1. Distribución de riqueza y abundancia de especies arbóreas en las familias con más de tres especies registradas en los potreros de Esparza, Costa Rica

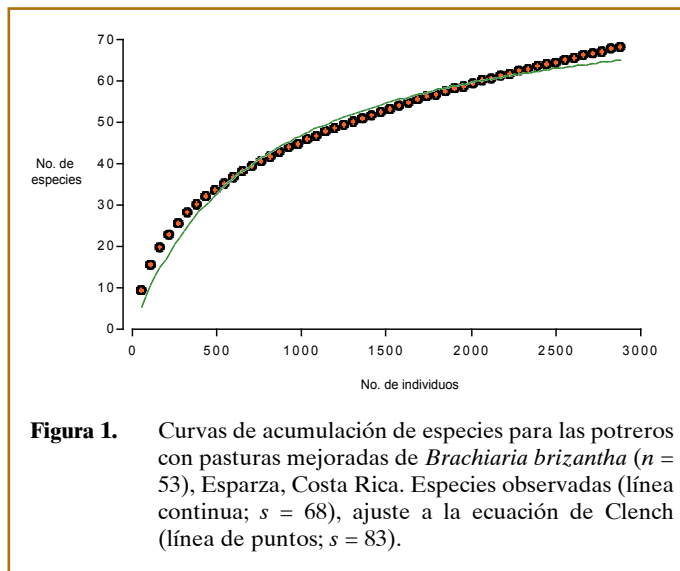
Familia	Riqueza		Abundancia	
	Número de especies	%	Absoluta	Relativa
Fabaceae/Papilionoideae	7	10,3	381	13,2
Fabaceae/Caesalpinioideae	5	7,4	33	1,2
Myrtaceae	4	5,9	242	8,4
Anacardiaceae	4	5,9	187	6,5
Fabaceae/Mimosoideae	4	5,9	106	3,7
Arecaceae	3	4,4	518	18,0
Bignoniaceae	3	4,4	346	12,0
Meliaceae	3	4,4	166	5,8
Lauraceae	3	4,4	111	3,9
Moraceae	3	4,4	13	0,5
Sapotaceae	3	4,4	5	0,2

⁴ $\pi = 3,1416$

bosque tropical seco. Esto podría indicar que los ganaderos de la zona están conservando una alta diversidad de especies arbóreas, ya que perciben la importancia de este componente producto de la relevancia del componente arbóreo en las fincas ganaderas.

Curvas de acumulación de especies

La curva de acumulación de especies mostró un suave aumento al finalizar el muestreo (Figura 1), lo cual indica que faltaron algunas pocas especies por registrar. Esto evidencia que el área muestreada fue apropiada para el inventario arbóreo. El esfuerzo de muestreo registró un 82% de las especies arbóreas esperadas en el área de muestreo; se encontró un ajuste significativo de la curva de acumulación de especies en pasturas mejoradas ($r = 0,99$; $p < 0,0001$) de acuerdo con el modelo de Clench. Estos resultados expresan confianza en el muestreo para caracterizar con gran exactitud la composición, riqueza, biodiversidad y estructura arbórea en los potreros de las fincas de la zona de estudio.



Índice de valor de importancia (IVI)

El IVI permitió identificar las 13 especies de árboles con mayor importancia ecológica en potreros con pasturas mejoradas (Cuadro 2). Solo 18 especies de árboles presentaron valores de IVI por encima de su media ($1,5 \pm 0,3$; Cuadro 2), mientras que 50 especies presentaron valores inferiores.

El dominio de las especies abundantes en la región puede estar asociado a la alta producción de semillas y facilidad para propagarse mediante la regeneración natural (Esquivel 2004). La dispersión de semillas de coyol, guayaba, guanacaste y nance es realizada en la región por

mamíferos medianos y pequeños; mientras que otras especies como roble de sabana, laurel y cedro amargo son dispersadas por el viento. Muñoz et ál. (2003) indican que los productores prefieren retener estas especies en los potreros porque desempeñan funciones económicas importantes en la finca como fuente de madera, sombra para el ganado y frutos para alimentación animal en la época seca.

Las especies escasas y en peligro de extinción han sido las más afectadas por la sobreexplotación y los disturbios fuertes en el manejo de potreros, tales como el sobrepastoreo, las quemadas y el uso indiscriminado de herbicidas. Además, existen otros factores que han influido en las decisiones de los productores sobre la abundancia de especies arbóreas en potreros. Por ejemplo, el cenízaro es una especie con buena producción y dispersión de semillas por el ganado bovino; sin embargo, los productores prefieren mantener densidades bajas (alrededor de 1 árbol ha^{-1}) por el efecto de la copa (grande y densa) en la producción de pasto. Lo mismo sucede con el guanacaste. Sin embargo, cabe señalar que la reducción de pasto no se debe únicamente a la relación entre sombra y pasto, sino que existe un efecto fuerte de los animales al utilizar dichas áreas como sombra. La caoba y el cocobolo son especies con alta presión de aprovechamiento, debido a su alto valor comercial. Además, la gran incidencia de ataques del barrenador de las meliáceas (plaga que afecta las plantas jóvenes) en caoba ha provocado un fuerte impacto negativo en sus poblaciones (Hilje et ál. 1991). Esto ha incidido en la reducción de árboles semilleros en fincas ganaderas.

Es necesario implementar algunas estrategias acordes con las condiciones edafoclimáticas, socioeconómicas y culturales de las comunidades, con el objetivo de promover la restauración de las especies escasas y en vías de extinción. Los incentivos a los productores para que mantengan el componente arbóreo en sus fincas podría ser una estrategia para conservar la biodiversidad vegetal en las fincas ganaderas. La experiencia del proyecto GEF-Silvopastoril evidencia el éxito de esta estrategia (Casasola et ál. 2006). El pago por servicios ambientales en este proyecto ha promovido la retención y el manejo de la regeneración natural y el establecimiento de este tipo de especies arbóreas en potreros (árboles dispersos y/o cercas vivas). La transferencia de tecnología silvopastoril es importante para fomentar el mantenimiento del recurso arbóreo en potreros. Algunos autores han encontrado incrementos en la producción animal de hasta un 15% debido a la disminución del estrés calóri-

Cuadro 2. Abundancia (A), dominancia (D), frecuencia (F) e índice de valor de importancia (IVI) de las especies arbóreas más comunes en potreros activos de Esparza, Costa Rica ($n = 53$)

Especie arbórea	Porcentaje (%)			
	A	F	D	IVI
Especies abundantes				
<i>Acrocomia aculeata</i> (coyol)	16,5	8,8	17,6	14,3
<i>Tabebuia rosea</i> (roble de sabana)	11,5	8,4	6,1	8,7
<i>Cordia alliodora</i> (laurel)	9,1	5,8	5,4	6,8
<i>Psidium guajava</i> (guayaba)	7,9	6,4	4,6	6,3
<i>Cedrela odorata</i> (cedro amargo)	5,5	6,0	5,6	5,7
<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (guanacaste)	1,8	3,8	10,3	5,3
<i>Guazuma ulmifolia</i> (guácimo ternero)	4,2	4,2	7,1	5,2
<i>Mangifera indica</i> (mango)	1,9	2,4	8,3	4,2
<i>Byrsonima crassifolia</i> (nance)	3,5	3,2	4,1	3,6
<i>Persea americana</i> (aguacate)	3,8	1,2	5,5	3,5
<i>Myrospermum frutescens</i> (guachipelín ratón)	5,7	2,0	2,7	3,5
<i>Citrus</i> spp. (cítricos)	2,6	5,0	1,6	3,1
<i>Anacardium occidentale</i> (marañón)	4,2	3,4	1,1	2,9
Especies escasas				
<i>Samanea saman</i> (cenízaro)	1,6	2,8	0,6	1,7
<i>Schizolobium parahyba</i> (gallinazo)	0,8	2,2	0,2	1,1
<i>Acosmium panamense</i> (guayacán)	0,1	0,4	0,0	0,2
<i>Exostema</i> sp. (quina)	0,1	0,4	0,5	0,3
Especies en Peligro				
<i>Swietenia macrophylla</i> (caoba)	0,2	0,8	0,3	0,4
<i>Dalbergia retusa</i> (cocobolo)	0,3	0,4	0,2	0,3
Otras especies	34,0	41,7	28,1	34,6
Total	100	100	100	100

co en potreros arbolados (Restrepo et ál. 2004, Souza de Abreu et ál. 2000). Igualmente, la producción de frutos como fuentes de alto valor alimenticio y de bajo costo en la época seca es otra ventaja de tener árboles en potreros (Casasola et ál. 2001, Zamora et ál. 2001).

En la literatura se han reportado diferentes usos potenciales para las especies arbóreas registradas. La mayoría de las especies tiene usos maderables (postes, madera de aserrío) y para leña; otras, en menor proporción, como forrajeras y para el consumo humano (Cuadro 3). El uso maderable de las especies arbóreas es uno de los principales criterios que consideran los productores en la toma de decisiones sobre la selección y retención de árboles en potrero (Muñoz et ál. 2003, Villanueva et ál. 2003b).

Patrones estructurales de los árboles en potrero

El 35% de los árboles se encuentran aislados y el 65% se encuentran formando pequeños grupos al conectar sus

copas. La cobertura arbórea promedio por potrero fue de $16,8 \pm 1,4\%$, mientras que la mayoría de potreros (45%) tuvieron una cobertura arbórea de entre 10 y 20% (Figura 2b). La densidad promedio de los árboles fue de $51,0 \pm 5,8$ individuos ha^{-1} , variando entre 6 y 170 individuos ha^{-1} . El 40% de los potreros presentaron densidades menores a 30 árboles ha^{-1} (Figura 2a). La cobertura arbórea en potrero fue mayor que la regis-

Cuadro 3. Principales usos potenciales anotados para las especies de árboles registradas en las pasturas mejoradas en Esparza, Costa Rica

Principales usos potenciales ^a	No. de especies	% del total de especies ($n = 68$)
Madera	42	61,8
Leña	38	55,9
Forraje	11	16,2
Consumo humano	10	14,7

^a Clasificados según Jiménez et ál. (2002)

trada en otros paisajes agropecuarios similares al de Esparza. Villanueva et ál. (2003a) encontraron en fincas ganaderas del bosque tropical seco de Costa Rica una cobertura arbórea en potrero de entre el 3 y 12%, variando según el sistema de producción. La variación de cobertura y densidad de los árboles en las pasturas puede deberse a decisiones del productor relacionadas con el manejo de las pasturas y al fuerte aprovechamiento (sin restitución) de árboles para satisfacer en las fincas las necesidades de madera de aserrío y postes (Villanueva et ál. 2003b).

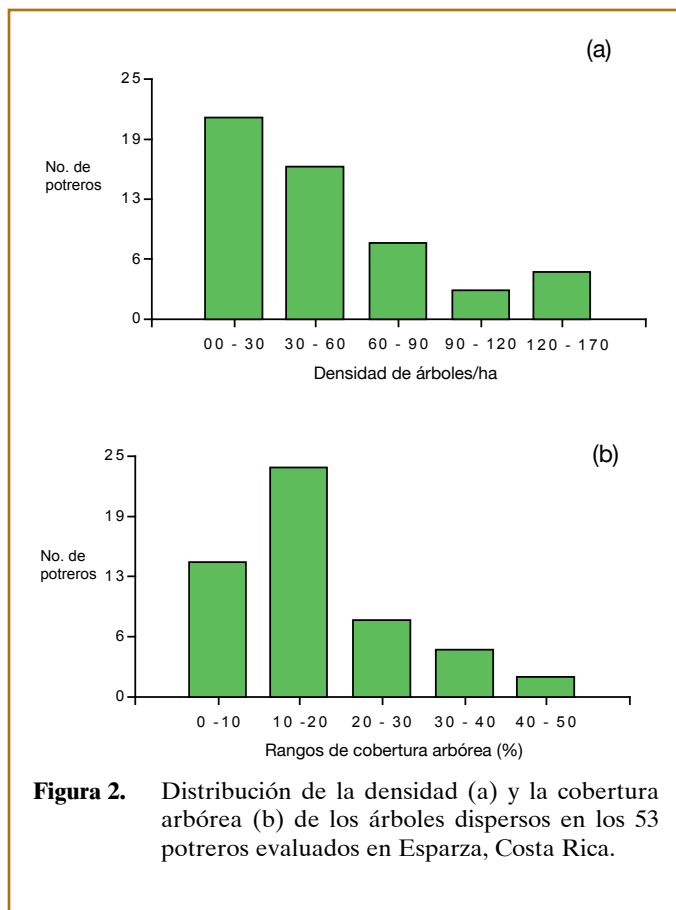


Figura 2. Distribución de la densidad (a) y la cobertura arbórea (b) de los árboles dispersos en los 53 potreros evaluados en Esparza, Costa Rica.

Las seis especies con el mayor valor de IVI en las pasturas activas (Figura 3) mostraron una buena distribución de la población de individuos en las diferentes clases diamétricas. Lo anterior refleja que existe una regeneración natural importante para la sustitución de los árboles aprovechados o muertos. Fue evidente que la mayoría de los árboles son aprovechados antes de alcanzar 51 cm de dap. Especies como el roble de sabana, caoba y guanacaste mostraron una regeneración natural alta pero menos del 50% llegan a la clase 21-35 cm. Este patrón se podría atribuir al efecto del control de malezas general en los potreros, eliminación directa por el productor por

mala calidad de individuos y para reducir la sombra al pasto (raleos) y consumo y/o daño por los animales.

Las especies arbóreas escasas y en vías de extinción fueron representadas por una baja proporción en relación con el censo general de árboles (menor al 1,7%); además, de acuerdo con su distribución diamétrica, parece que la persistencia de estas especies no está asegurada en el mediano plazo (Figura 4). Las principales amenazas que enfrentan en la región podrían ser su pobre producción y dispersión de semillas, lento crecimiento y la sobreexplotación de las poblaciones por su alto valor comercial, como en el caso del cenízaro, la caoba y el cocobolo. Por eso, es necesario fomentar estrategias que propicien la restauración de estas especies mediante la regeneración natural o la plantación.

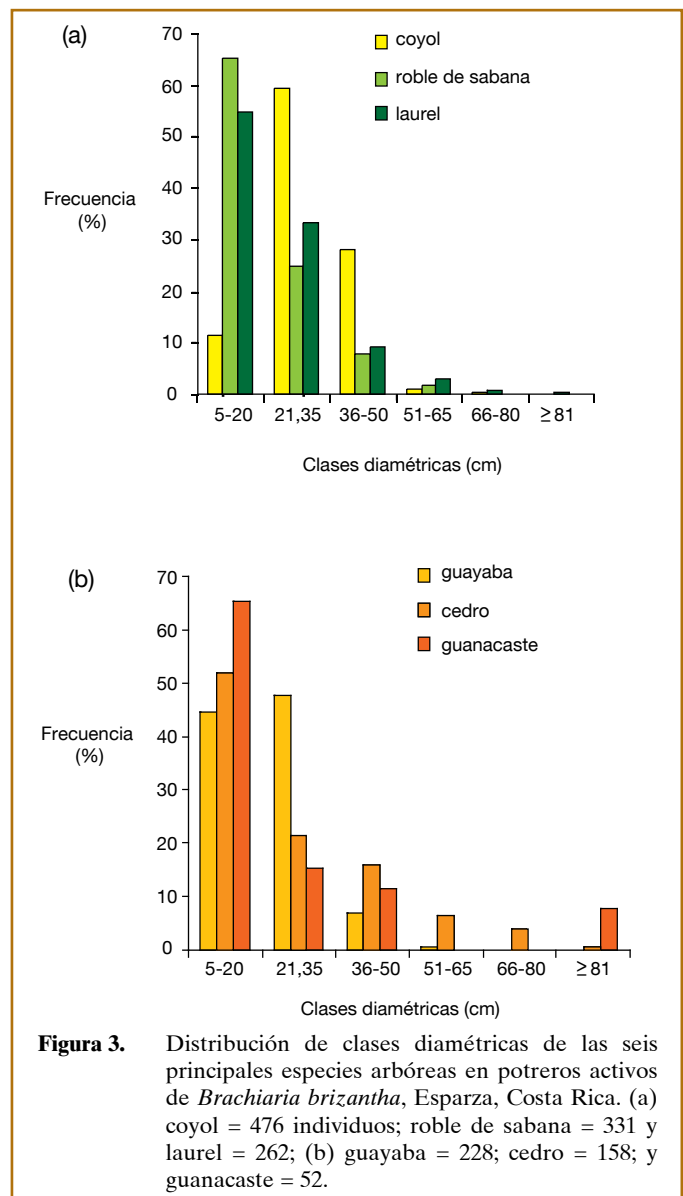


Figura 3. Distribución de clases diamétricas de las seis principales especies arbóreas en potreros activos de *Brachiaria brizantha*, Esparza, Costa Rica. (a) coyol = 476 individuos; roble de sabana = 331 y laurel = 262; (b) guayaba = 228; cedro = 158; y guanacaste = 52.

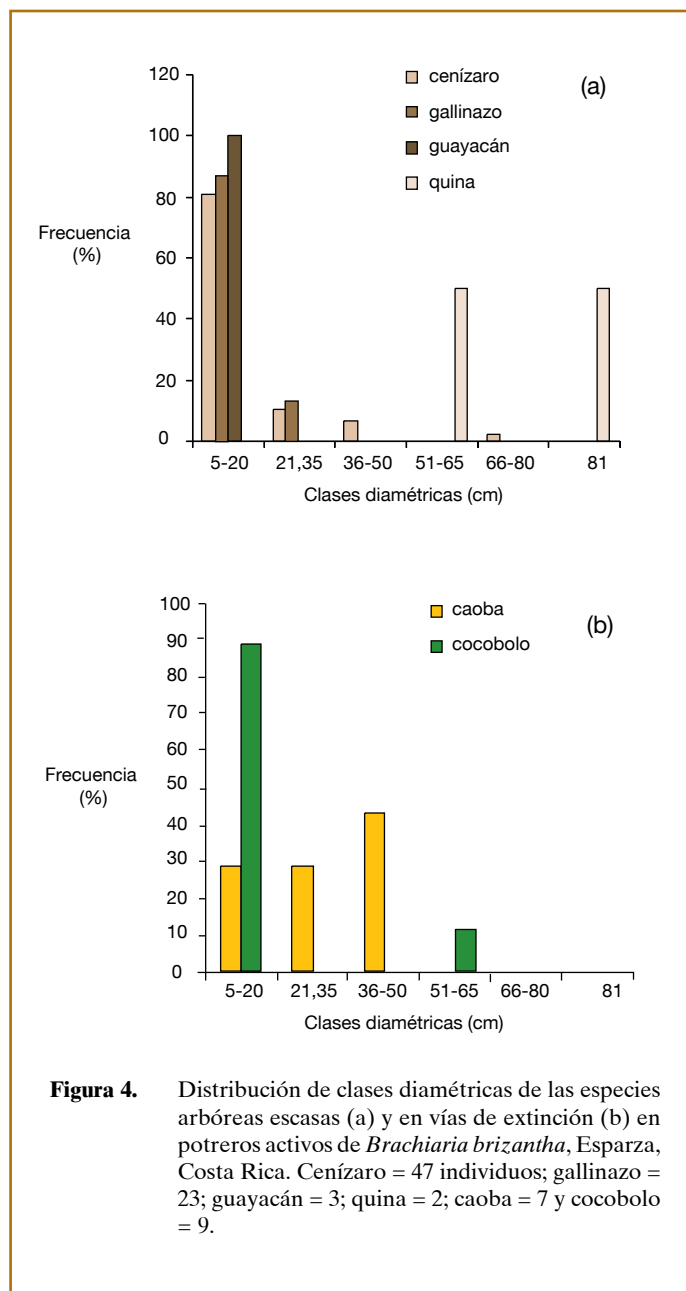


Figura 4. Distribución de clases diamétricas de las especies arbóreas escasas (a) y en vías de extinción (b) en potreros activos de *Brachiaria brizantha*, Esparza, Costa Rica. Cenizaro = 47 individuos; gallinazo = 23; guayacán = 3; quina = 2; caoba = 7 y cocobolo = 9.

Diversidad y estructura de la cobertura arbórea según el sistema de producción

Los sistemas de producción de carne y doble propósito no presentaron diferencia significativa para la cobertura arbórea, densidad y área basal ($p > 0,05$). En contraste, el índice de diversidad de Shannon en sistemas doble propósito fue significativamente mayor al de producción de carne ($p < 0,05$; Cuadro 4). Estos resultados reflejan que el manejo de la cobertura vegetal en términos de la estructura de la vegetación no está influenciado por el sistema de producción. La mayor diversidad en fincas doble propósito se debe a que los productores buscan un número de especies elevado para asegurar una gran variedad de productos arbóreos como madera, postes, frutos y follaje para alimentación animal. En otros estudios similares, los sistemas de producción han afectado las variables de estructura y diversidad de la vegetación en potrero, siendo los sistemas de producción de doble propósito donde el componente arbóreo tiene una mayor importancia (Souza de Abreu et ál. 2000, Ruiz et ál. 2005).

Se encontró que el tamaño de los potreros explicó el 38% de la variación en la riqueza de árboles por unidad de área (ha). A medida que se incrementa el tamaño del potrero, la riqueza de especies por unidad de área tiende a disminuir (Figura 5). Acharya (2006) encontró un patrón similar en sistemas agrícolas de subsistencia en Nepal. La mayor diversidad de árboles en potreros pequeños obedece a la importancia del componente arbóreo en la estrategia de vida de los productores. Sin embargo, es pertinente dar un mayor énfasis para futuras investigaciones a los factores biofísicos, culturales, socioeconómicos, ambientales y de historia de uso de la tierra para así identificar las variables que más determinan la estructura y diversidad de la cobertura arbórea en potreros activos.

Cuadro 4. Resumen de variables estructurales y de diversidad a nivel de sistemas de producción en potreros activos de *Brachiaria brizantha* en Esparza, Costa Rica

Variables	Sistema de producción	
	Doble propósito	Carne
Cobertura arbórea (%)	16,4 ± 1,8 a	17,8 ± 2,1 a
Densidad de árboles (individuos ha ⁻¹)	47,7 ± 7,2 a	58,9 ± 9,6 a
Área basal (m ² ha ⁻¹)	4,3 ± 0,7 a	4,3 ± 0,8 a
Diversidad Shannon	1,7 ± 0,1 a	1,5 ± 0,1 b

Nota: Letras iguales dentro de la misma fila indican no diferencia significativa ($p > 0,05$) según Kruskal- Wallis.

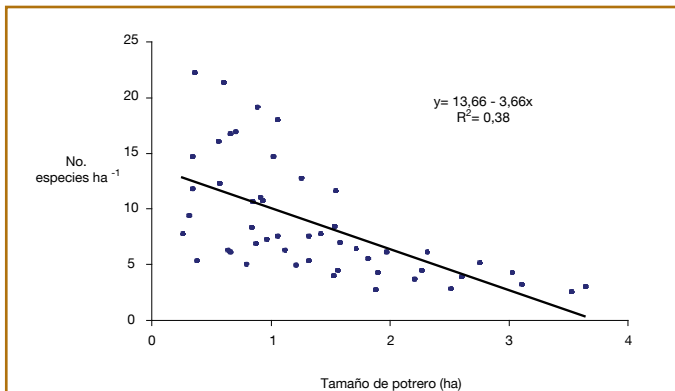


Figura 5. Impacto del tamaño de los potreros activos en el número de especies por unidad de área en Esparza, Costa Rica.

CONCLUSIONES

En potreros activos de fincas ganaderas, la mayoría de los árboles pertenecen a un número reducido de especies. Estas especies son mantenidas gracias a atributos como su rusticidad ante el manejo de las pasturas, alta producción y fácil dispersión de semillas, obtención de productos como madera de aserrío, postes, sombra y forraje para el ganado, principalmente en la época seca.

Las especies escasas o en vías de extinción, como cenízaro, guayacán, gallinazo, quina, caoba y cocobolo, cuentan con un reducido número de fuentes semilleras y de no considerarse alternativas que incentiven su restauración podrían desaparecer en el mediano plazo. Una posibilidad para la conservación de estas especies en paisajes agropecuarios podría ser el pago por servicios ambientales para propiciar la regeneración natural, la siembra y protección de plántulas, como señala la experiencia del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas en Centroamérica y Colombia y FONAFIFO en Costa Rica.

Las características estructurales del componente arbóreo no fueron afectadas por el sistema de producción, con excepción de la diversidad de especies en doble propósito (carne y leche). Ni la pendiente ni el tamaño de los potreros afectaron el componente arbóreo. Sin embargo, se encontró que en potreros pequeños la riqueza de especies por unidad de área tiende a aumentar. Se recomienda identificar algunas variables biofísicas, socioeconómicas, culturales e históricas del uso de la tierra que puedan explicar los patrones de la vegetación arbórea en potreros. Se deben hacer esfuerzos para incentivar el mantenimiento e incremento de la



Acrocomia aculeata (coyol), especie predominante en potreros de Esparza, Costa Rica (foto: Proyecto GEF-Silvopastoril)

población arbórea en fincas ganaderas, lo cual debe ser llevado a cabo de manera coherente con las estrategias de vida de los productores.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Acharya, KP. 2006. Linking trees on farms with biodiversity conservation in subsistence farming systems in Nepal. *Biodiversity and conservation* 15:631-646.
- Casasola, F; Ibrahim, M; Harvey, C; Kleinn, C. 2001. Caracterización y productividad de sistemas silvopastoriles tradicionales en Moropotenté, Estelí, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 10(30):17-20.
- _____; Ibrahim, M; Villanueva, C; González, A. 2006. Efecto del pago de servicios ambientales sobre los cambios de los usos de la tierra en fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. *In*

- IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible y III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible (Cuba). Memoria. p. 102.
- Botero, J; Ibrahim, M; Bouman, B; Andrade, H; Camargo, JC. 1999. Modelaje de opciones silvopastoriles sostenibles para el sistema ganadero doble propósito en el trópico húmedo. *Agroforestería en las Américas* 6(23):60-62.
- Chacón, M; Ibrahim, M; Ponce, G; Vega, P; Casasola, F. 2006. Determinación de carbono en diferentes sistemas de usos de la tierra en Centroamérica. *In* Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible (4) y Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible (3) (Cuba). Memoria. p. 106.
- Esquivel, H; Ibrahim, M; Harvey, C; Villanueva, C; Benjamin, T; Sinclair, F. 2003. Árboles dispersos en potreros de fincas ganaderas en un ecosistema seco de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10 (39-40): 24-29.
- Esquivel, J. 2004. Regeneración natural de árboles y arbustos en potreros activos en Muy Muy, Matagalpa, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 127 p.
- Gillespie, TW; Grijalva, A; Farris, CN. 2000. Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology* 147:37-47.
- Harvey, CA; Haber, WA. 1999. Remanent trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44: 37 – 68.
- Holdridge, LR. 1967. Life zone ecology. Costa Rica, Centro Científico Tropical. 206 p.
- Hilje, L; Viquez, M; Araya, CM; Scorza, F. 1991. Manejo de enfermedades y plagas forestales en Costa Rica. *Manejo Integrado de Plagas* 19:34-39.
- InfoStat. 2004. InfoStat, versión 2004. Manual del usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. 1 ed. Editorial Brujas, Argentina. 318 p.
- Jiménez, Q; Rojas, F; Rojas, V; Rodríguez, L. 2002. Árboles maderables de Costa Rica. *Ecología y Silvicultura*. Heredia, CR, INBío. 361 p.
- López, M; Gómez, R; Harvey, C; Villanueva, C. 2004. Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de Rivas, Nicaragua. *Encuentro* 68:114-133.
- Magurran, A. 2003. *Measuring biological diversity*. Oxford, UK, Blackwell Publishing. p. 256.
- Mongue, AM. 1999. Estudio de la dinámica del bosque seco tropical a través de parcelas permanentes de muestreo en el Parque Nacional Palo Verde, Guanacaste, Costa Rica. Cartago, CR, TEC-OET. 65 p.
- Muñoz, D; Harvey, CA; Sinclair, FL; Mora, J; Ibrahim, M. 2003. Conocimiento local de la cobertura arbórea en sistemas de producción ganadera en dos localidades de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):61-68.
- Restrepo, C; Ibrahim, M; Harvey, C; Harmand, M; Morales, J. 2004. Relaciones entre la cobertura arbórea en potreros y la producción bovina en fincas ganaderas en trópico seco en Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 41-42:29-36.
- Ríos, J; Ibrahim, M; Jiménez, F; Andrade, H; Sancho, F. 2006. Estimación de la escorrentía superficial e infiltración en sistemas de ganadería convencional y en sistemas silvopastoriles en la zona de recarga hídrica de la subcuenca del Río Jabonal, Barranca, Costa Rica. *In* Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible (4) y Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible (3, Cuba). Memoria. p. 120.
- Ruiz, F; Gómez, R; Harvey, C. 2005. Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de Matiguás, Nicaragua. Nicaragua, TROPITECNICA – NITLAPAN. 40 p.
- Seaby, RM; Henderson, PA. 2006. *Species Diversity and Richness*. Version 4. Pisces Conservation. Reino Unido, Lymington. 131 p.
- Souza de Abreu, MH; Ibrahim, M; Harvey, CA; Jiménez, F. 2000. Caracterización de los componentes arbóreos de los sistemas ganaderos de la Fortuna de San Carlos, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 7: 53-56.
- _____. 2002. Contribution of trees to the control of heat stress in dairy cows and the financial viability of livestock farms in humid tropics. PhD. Thesis. Turrialba, CR, CATIE. *p. irr.*
- Soberón, JM; Llorente, JB. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7: 480–488.
- Szott, L; Ibrahim, M; Beer, J. 2000. The hamburger connection hangover: cattle pasture land degradation and alternative land use in Central America. Turrialba, CR, CATIE. 71 p. (Serie Técnica no. 313).
- Villanueva, C; Ibrahim, M; Harvey, CA; Esquivel, H. 2003a. Tipología de fincas con ganadería bovina y cobertura arbórea en pasturas en el trópico seco de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):9-16.
- _____; Ibrahim, M; Harvey, CA; Sinclair, F; Muñoz, D. 2003b. Estudio de las decisiones claves que influyen sobre la cobertura arbórea en fincas ganaderas de Canas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):69-77.
- Zamora, S; García, J; Bonilla, G; Aguilar, H; Harvey, C; Ibrahim, M. 2001. Uso de productos y follaje arbóreo en la alimentación de vacunos en la época seca en Boaco, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 8(31): 31-38.

Avances de Investigación

Clasificación de usos del suelo en paisajes ganaderos: el caso de Esparza, Costa Rica

Federico Villatoro¹; Joel C. Sáenz¹

Palabras claves: agropaisaje; análisis discriminante canónico; variables de vegetación.

RESUMEN

La clasificación de usos del suelo en paisajes ganaderos generalmente se realiza tomando en cuenta la densidad de árboles independientemente de su cobertura de copa. Esto podría conducir a una ambigüedad, ya que en ocasiones se tendrían potreros con la misma cobertura pero diferente densidad arbórea. Este artículo presenta un método para clasificar potreros en paisajes ganaderos utilizando un análisis discriminante canónico de variables (ADC) con 16 usos del suelo en fincas de Esparza, Costa Rica, y seis variables de la vegetación: (i) densidad de árboles, (ii) porcentaje de cobertura del dosel, (iii) altura del dosel, (iv) riqueza de especies vegetales leñosas, (v) diámetro a la altura del pecho medio y (vi) densidad de arbustos. El primer ADC muestra que las variables de vegetación discriminan bien los tipos de usos del suelo, pero los reclasifica en tres grupos: los no manejados por los productores (bosque secundario, ripario y primario), los potreros y las cercas vivas. Se realizó un segundo ADC con los usos del suelo manejados por los productores (potreros, cercas vivas y frutales) y las variables de vegetación. Este análisis muestra que el diámetro promedio y el porcentaje de cobertura del dosel discriminan bien las pasturas o potreros, siendo el último el de mayor peso dentro del modelo. Se recomienda utilizar la cobertura del dosel para clasificar los usos del suelo en este paisaje ganadero.

Classification of land use in cattle landscapes: A case study in Esparza, Costa Rica

Key words: agricultural landscape; canonical analysis; vegetation variables.

ABSTRACT

Land use classification on landscapes dominated by cattle is generally based on tree density without taking tree cover into account. This can lead to an ambiguous classification because it is possible to have pastures with the same tree cover without the same tree density. This paper presents a method for land use classification on landscapes dominated by cattle using a canonical variable analysis (CDA or canonical discriminant analysis) for 16 land uses in farms of Esparza, Costa Rica, and six quantitative vegetation attributes: (i) tree density, (ii) percentage of canopy cover, (iii) canopy height, (iv) tree species richness; (v) diameter at breast height, and (vi) shrub density. The first CDA showed that the variables discriminated among land uses. Three groups were identified: non-managed uses (primary, secondary and riparian forests), pastures, and live fences. A second CDA was applied to managed land uses (pastures, live fences and fruit plantations) and vegetation variables. This analysis showed that percentage of canopy cover and diameter at breast height are useful variables to discriminate among pasture types. The first variable had more weight in the model. We recommend using percentage of canopy cover to classify land uses in this agricultural landscape.

INTRODUCCIÓN

La clasificación o definición de un sitio o área considerando sus características biológicas, de suelo, físicas y ambientales es un problema que no solo atañe a la ecología o biología en general, sino a todas las disciplinas relacionadas con el uso y la conservación de los recursos naturales. Incluso en disciplinas consolidadas —como la ecología de la vida silvestre, biología de la conservación y manejo de vida silvestre— todavía existen conceptos y definiciones poco claros, vagos en su contenido y contexto y, en algunos casos, confusos. Este problema se

acentúa cuando se trata de conceptos y definiciones claves para poder entender la dinámica y los procesos en un determinado ecosistema. Uno de esos conceptos es el de *hábitat*, el cual genera muchos problemas en estudios y discusiones actuales, que constituyen fuente de ambigüedades e imprecisiones (Block y Brennan 1993, Hall et ál. 1997). Block y Brennan (1993) discutieron el concepto de hábitat en el contexto de la ornitología, y es de los pocos conceptos unificados en la ecología contemporánea.

¹ Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional, Costa Rica. Correos electrónicos: fvillatoropaz@gmail.com, jsaenz@una.ac.cr

La situación descrita anteriormente no es ajena a la agroforestería o ciencias forestales, donde el término “hábitat” es usado como sinónimo de usos del suelo, tipo de cobertura vegetal, tipos de vegetación o asociación vegetal. En el caso de la agroforestería, existe la tendencia generalizada a utilizar el término “usos del suelo” para describir un sitio en particular, sea de origen natural (remanentes de bosques) o antropogénico (potreros, cercas vivas, plantaciones de frutales o forestales). En el caso del Proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (GEF-Silvopastoril), desarrollado en Costa Rica, Colombia y Nicaragua y ejecutado por el CATIE, se emplea la terminología de “uso del suelo” para definir la condición de las áreas de terreno existentes en las fincas dedicadas a la ganadería y agricultura (Murgueitio et ál. 2003). En esta definición y clasificación de los potreros y demás usos del suelo, uno de los principales criterios es la densidad de las especies arbóreas; así, la clasificación de potreros de alta densidad de árboles es producto del número de árboles por unidad de área. Sin embargo, esta definición no es muy operable cuando se trata de relacionarla con la biota aún presente en este tipo de paisaje, porque muchos taxas responden a otros parámetros de vegetación, como pueden ser la cobertura del dosel, densidad de copas o altura del dosel.

El objetivo de este estudio es proponer un método que permita diferenciar mejor los potreros y los usos del suelo presentes en las fincas ganaderas de Esparza, usando un análisis discriminante canónico (ADC). Las variables discriminantes consideradas fueron diámetro promedio a la altura del pecho (dap), la altura del dosel, la densidad de árboles y arbustos, el porcentaje de cobertura del dosel y la riqueza de especies leñosas en los distintos usos del suelo. El método propuesto usa las variables que mejor discriminan los tipos de uso de suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en los cantones de Esparza y Montes de Oro, Provincia de Puntarenas, en la región Pacífico Central de Costa Rica (09°59'N y 84°38'O; 50-1000 msnm). La zona de vida presente es el bosque subhúmedo tropical en transición (Holdridge 1978), con una temperatura media anual de 27 °C, y una precipitación que varía entre 1500 y 3000 mm (Chinchilla 1987). La actividad predominante de Esparza es la producción ganadera (carne y leche). El paisaje está formado por una matriz predominante de pasturas, fragmentos de bosques secundarios, riparios y cha-

rrales. Los bosques riparios son de escasa extensión y forma lineal, generalmente con un ancho menor a los 50 m. La diversidad arbórea estimada para la región es de 186 especies, pertenecientes a 58 familias. Las especies de árboles más comunes de la zona son *Bursera simaruba*, *Pachira quinata*, *Cordia alliodora*, *Spondias purpurea*, *Guazuma ulmifolia*, *Tabebuia rosea*, *Ficus jimenezii*, *Ficus citrifolia*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Byrsonima crassifolia*, *Acrocomia aculeata* y *Gliricidia sepium* (Murgueitio et ál. 2003).

Selección de fincas y parcelas

Se seleccionaron 120 parcelas distribuidas en 16 tipos de uso del suelo (Chiple et ál. 2003, Murgueitio et ál. 2003) utilizando fotografías aéreas a escala 1:40000, imágenes de satélite Quickbird 2003 y la base de datos de usos del suelo de las fincas del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas, ejecutado por CATIE en Costa Rica. Los usos del suelo seleccionados fueron banco forrajero, bosque primario, bosque ripario, bosque secundario, plantación forestal, cultivos de frutales, cerca viva permanente, cerca viva manejada, pastura natural con alta densidad de árboles, pastura mejorada con alta densidad de árboles, pastura natural con baja densidad de árboles, pastura mejorada con baja densidad de árboles, pastura natural sin árboles, pastura mejorada sin árboles, pastura degradada con vegetación y sucesión vegetal. Se realizaron entre cinco y diez repeticiones (parcelas) por cada uso del suelo, con excepción del bosque pri-



Finca ganadera con distintos usos de la tierra en Esparza, Costa Rica (foto: ML Enríquez)

mario, con una parcela. Las variables de vegetación de las parcelas se midieron en unidades homogéneas de paisaje y se muestrearon sitios con áreas mayores a una hectárea, o con al menos 300 m de largo en el caso de las cercas vivas.

Estructura de la vegetación

La caracterización de la vegetación de cada uso del suelo se realizó durante la época lluviosa, usando el método sugerido por Schemske y Brokaw (1981), Wunderle y Waide (1993) y Chipley et al. (2003). Se ubicó el centro de la parcela a una distancia de 25 m del límite del uso de suelo, con excepción de las cercas vivas y bosques riparios. En cada uso del suelo se delimitó una parcela de 0,1 ha (20 x 50 m), orientada de norte a sur y rotada de este a oeste cuando se presentaba algún obstáculo como una cerca o límite de uso del suelo. Dentro de la parcela se realizó un inventario total de especies leñosas mayores de 10 cm de dap y se obtuvo así el dap promedio para la parcela. En la parcela de 0,1 ha se extendieron cuerdas de 14 m hacia los cuatro puntos cardinales, formando una cruz, para realizar el conteo de arbustos, la estimación de la altura de los árboles y el porcentaje de cobertura de dosel. El número de arbustos (dap > 3 cm) se obtuvo caminando a lo largo de las cuerdas de 14 m con los brazos extendidos (1,5 m). Del mismo modo, se midió la altura de los árboles en las líneas de 14 m. En las cercas vivas, se seleccionó una parcela lineal de 56 m, iniciando en el centro de la cerca. En esta, se contaron los arbustos (dap > 3 cm) y se registraron las especies leñosas mayores (dap > 10 cm). La cobertura del dosel fue estimada midiendo sobre las cuerdas extendidas de 14 m en cinco sitios equidistantes de cada punto cardinal con un densitómetro esférico convexo. En las cercas vivas se midió en cinco puntos, cada 14 m.

Análisis discriminante canónico

Se realizaron dos análisis discriminantes canónicos para encontrar las variables que mejor discriminan los usos del suelo con el programa CANOCO 4,5 para Windows (Ter Braak y Smilauer 2002). La elección de las variables se realizó usando regresiones por partes (*forward stepwise regression*) de la variable o variables que mejor discriminan los diferentes tipos de uso utilizando 499 permutaciones de Monte Carlo, con pruebas de F para probar la significancia. El criterio para mantener una variable dentro el modelo fue $p < 0,1$. El primer ADC se realizó con las 120 parcelas pertenecientes a 16 tipos de uso. Luego se realizó un segundo ADC con

dos de los tres grupos resultantes del primer ADC, que son todos los usos que presentan las fincas (potreros, cercas vivas y plantaciones de frutales y forestales). Este segundo ADC se realizó con el objeto de encontrar las variables que mejor discriminan los tipos de potreros dentro del paisaje agropecuario.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El primer ADC encontró que la densidad de árboles, el dap promedio, el número de arbustos, la cobertura del dosel y la altura promedio del dosel separan los usos del suelo en tres grupos (Figura 1). El primer eje canónico (horizontal) separa los tipos de uso de suelo que el productor utiliza y maneja (pasturas, cercas vivas y frutales) de los que no utiliza (bosque primario, secundario, ripario y sucesión vegetal o tacotal). El ADC muestra tres grupos de usos de suelo, donde los usos forestales (bosque primario, secundario, ripario y tacotal) constituyen el primer grupo, discriminado por tres variables: la riqueza vegetal, la cobertura de dosel y la densidad de árboles.

El segundo grupo estuvo compuesto por las pasturas y plantaciones de frutales y forestales. El segundo eje canónico (vertical en la Figura 1) fue representado por la densidad arbórea; en este eje se hace evidente el tercer grupo, compuesto por los dos tipos de cercas vivas: las permanentes (no manejadas) y las manejadas. Estas cercas poseen la mayor densidad de árboles. La importancia de cada variable en el análisis discriminante está dada por su autovalor (*eigenvalue*, λ) como resultado de la regresión por partes realizada previo a este ADC (Cuadro 2). Aunque la prueba de multicolinealidad fue negativa, la cobertura del dosel aparece de último en la lista porque no está significativamente correlacionada ($p > 0,05$) con la riqueza vegetal y con la altura de dosel (Cuadro 3), y no por su falta de importancia en la explicación de la varianza de los datos (Cuadro 2).

El segundo ADC se realizó con las parcelas pertenecientes a los usos del suelo que el productor utiliza o maneja: pasturas mejoradas y naturales sin árboles, pasturas mejoradas y naturales con alta y baja densidad de árboles, frutales y cercas vivas. La selección de las variables de la regresión por partes muestra que la riqueza vegetal ya no es significativa (Cuadro 4), debido a que la diversidad de especies leñosas es baja en las plantaciones de frutales y forestales y muy similar entre las pasturas.

El primer eje canónico (horizontal en la Figura 2), representado por la densidad de árboles, nos ayuda a discriminar solo entre las cercas vivas y los otros usos del suelo. Las pasturas, junto con los frutales, tienen valores muy similares de densidad arbórea. En el segundo eje canónico (vertical en la Figura 2), la cobertura de dosel y el dap promedio separan claramente las tres clases de

pasturas: pasturas sin árboles, pasturas con baja densidad de árboles y pasturas con alta densidad de árboles. Además, el segundo eje canónico muestra un gradiente que va de menor a mayor cobertura de dosel y dap promedio, y resalta la importancia de la cobertura de dosel para la discriminación de los diferentes tipos de pasturas (Cuadro 4).

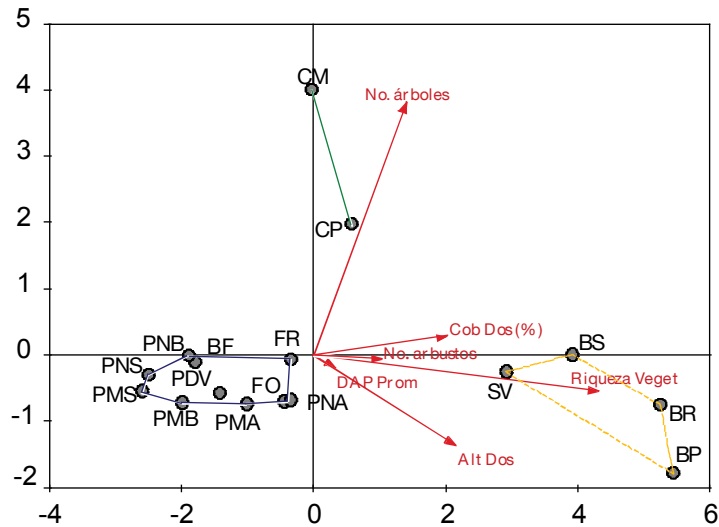


Figura 1. Análisis discriminante canónico de 16 tipos de uso del suelo en Esparza, Costa Rica ($n = 120$ parcelas). La dirección de las flechas indica su posición con respecto a los ejes, y su magnitud el grado de valor explicativo de las variables. Los polígonos son los distintos grupos discriminados. Cob Dos = cobertura del dosel; Alt Dos = altura del dosel; DAP Prom = DAP promedio; Riqueza Veget = riqueza vegetal; No. arbustos = densidad de arbustos; No. árboles = densidad de árboles; BF = banco forrajero; BP = bosque primario; BR = bosque ripario; BS = bosque secundario; FO = plantación forestal; FR = plantaciones de frutales; CP = cerca viva permanente; CM = cerca viva manejada; PNA = pastura natural de alta densidad de árboles; PMA = pastura mejorada de alta densidad de árboles; PNB = pastura natural de baja densidad de árboles; PMB = pastura mejorada de baja densidad de árboles; PNS = pastura natural sin árboles; PMS = pastura mejorada sin árboles; PDV = pastura degradadas con vegetación; SV = sucesión vegetal.

Cuadro 2. Selección de variables de vegetación con el método de regresión por partes utilizando 499 permutaciones de Monte Carlo en el primer ADC en 16 usos del suelo en Esparza, Costa Rica

Variable	λ	P	F	Efectos marginales ($\lambda 1$)
Riqueza vegetal	0,82	0,002	6,89	0,82
Densidad de árboles	0,55	0,002	4,78	0,65
Altura promedio de dosel	0,44	0,002	3,86	0,61
Dap promedio	0,34	0,002	3,12	0,58
Densidad de arbustos	0,28	0,004	2,51	0,42
Cobertura de dosel (%)	0,23	0,006	2,16	0,40

Cuadro 3. Matriz de Correlación entre seis variables de vegetación de 16 usos del suelo en fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica

Variables	Densidad de árboles	dap promedio	Cobertura del dosel (%)	Altura del dosel	Riqueza vegetal	Densidad de arbustos
Densidad de árboles	1					
Dap promedio	-0,04	1				
Cobertura del dosel (%)	0,46	0,19	1			
Altura del dosel	0,25	0,60	0,60	1		
Riqueza vegetal	0,38	0,10	0,62	0,66	1	
Densidad de arbustos	0,03	-0,13	0,21	0,08	0,26	1

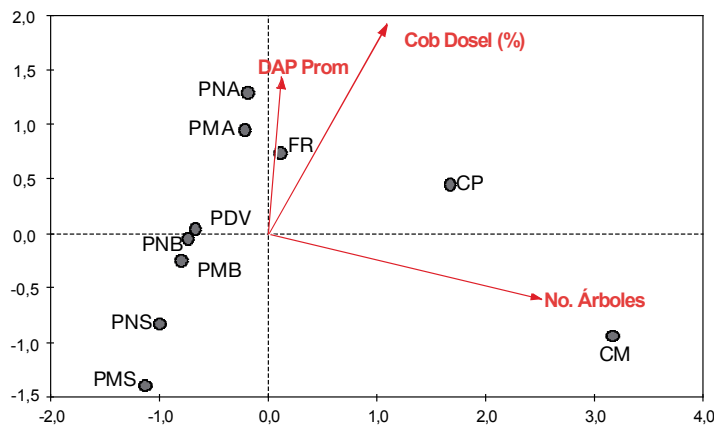


Figura 2. Análisis discriminante canónico de diez tipos de uso del suelo de Esparza, Costa Rica ($n = 80$). La dirección de las flechas indica su posición con respecto a los ejes y su magnitud el grado de valor explicativo de las variables. Cob Dosel = cobertura del dosel; DAP Prom = dap promedio; No. Árboles = densidad de árboles; FR = plantaciones de frutales; CP = cerca viva permanente; CM = cerca viva manejada; PNA = pastura natural de alta densidad de árboles; PMA = pastura mejorada de alta densidad de árboles; PNB = pastura natural de baja densidad de árboles; PMB = pastura mejorada de baja densidad de árboles; PNS = pastura natural sin árboles; PMS = pastura mejorada sin árboles; PDV = pasturas degradadas con vegetación; SV = sucesión vegetal.

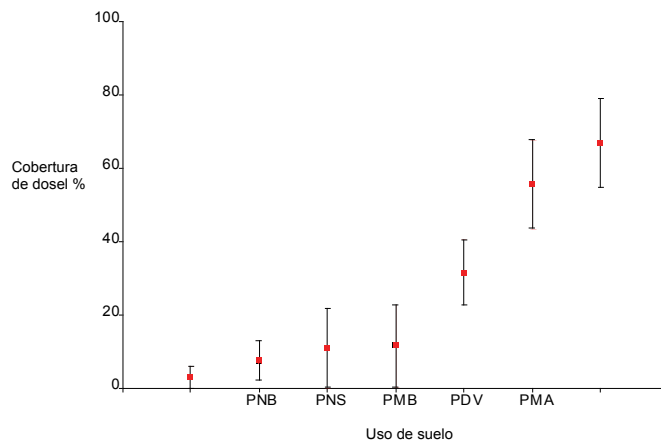


Figura 3. Cobertura de dosel promedio de diferentes tipos de pasturas en el paisaje de Esparza, Costa Rica. Barras de error corresponden a la desviación estándar. PMS = pastura mejorada sin árboles; PNB = pastura natural de baja densidad de árboles; PNS = pastura natural sin árboles; PMB = pastura mejorada de baja densidad de árboles; PDV = pasturas degradadas con vegetación; PMA = pastura mejorada con alta densidad de árboles; PNA = pastura natural con alta densidad de árboles.

Se encontró una diferencia significativa en el porcentaje de cobertura de dosel y en la densidad de árboles entre los diferentes tipos de pasturas ($p = 0,0073$ y $p = 0,011$, respectivamente, Figura 3). Las pasturas mejoradas con alta densidad presentaron la mayor densidad de árboles (Figura 4).

Cuadro 4. Selección de variables de vegetación mediante selección por partes utilizando 499 permutaciones de Monte Carlo en el segundo ADC con diez usos del suelo de Esparza, Costa Rica

Variables	Efectos condicionales		
	λ	P	F
Densidad de árboles	0,62	0,002	5,87
Cobertura de dosel (%)	0,39	0,002	3,88
Dap promedio	0,33	0,004	3,36
Riqueza vegetal	0,15	0,092	1,56

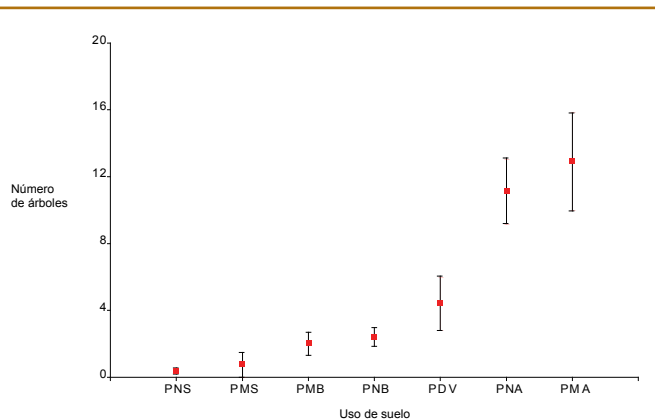


Figura 4. Densidad arbórea promedio en diferentes tipos de pasturas en el paisaje de Esparza, Costa Rica. Barras de error corresponden a la desviación estándar. PNS = pastura natural sin árboles; PMS = pastura mejorada sin árboles; PMB = pastura mejorada de baja densidad de árboles; PNB = pastura natural de baja densidad de árboles; PDV = pasturas degradadas con vegetación; PNA = pastura natural con alta densidad de árboles; PMA = pastura mejorada con alta densidad de árboles

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Se recomienda reducir a dos los tipos de pasturas (con alta y con baja cobertura de árboles) que actualmente monitorea el proyecto GEF-Silvopastoril, porque las diferencias en la cobertura y la densidad de árboles entre las pasturas sin árboles y las de baja densidad de árboles no fueron significativas. Asimismo, se recomienda utilizar el porcentaje de cobertura del dosel y el dap promedio como variables de clasificación de

pasturas, tanto en este proyecto como en otros relacionados con los sistemas silvopastoriles. De esta forma, se puede unificar criterios, al menos en la definición y caracterización de las pasturas, sistemas importantes en este tipo de paisajes. El porcentaje de cobertura de dosel, además de discriminar mejor los tipos de pasturas, es una variable importante para otras investigaciones como los estudios de biodiversidad y monitoreo de fauna silvestre.

AGRADECIMIENTOS

A M. Otárola y M. Mesén, quienes realizaron el inventario de la vegetación. A J. Carvajal y R. Menacho por la recolección de datos en el campo. A la American Bird Conservation por financiar la investigación a través de los fondos del Global Environmental Fund (GEF). Al Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre de la Universidad Nacional, Costa Rica, por el apoyo logístico y académico.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Block, WM ; Brennan, LA. 1993. The habitat concept in ornithology: theory and applications. *In* Power, DM. ed. Current Ornithology. Nueva York, US, Plenum Press. v. 11, p. 35-91.
- Chipley, R; Wallace, G; Naranjo, LG. 2003. Manual para el Monitoreo de Biodiversidad. Washington DC, US, American Bird Conservancy. 42 p.
- Chinchilla, E. 1987. Atlas Cantonal de Costa Rica. Instituto de Fomento y Asesoría Municipal. 1 ed. San José, CR, Imprenta Nacional de Costa Rica. 392 p.
- Hall, LS; Krausman, PR; Morrison, ML. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25(1): 173-182.
- Holdridge, L. 1978. Ecología Basada en Zonas de Vida. San José, CR, IICA. 214 p.
- Holguín, VA; Ibrahim, M; Mora, J; Rojas, A. 2003. Caracterización de sistemas de manejo nutricional en ganaderías de doble propósito de la región Pacífico Central de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):40-46.
- Murgueitio, E; Ibrahim, M; Ramírez, E; Zapata, A; Mejía, CE; Casasola, F. 2003. Usos de la tierra en fincas ganaderas: Guía para el pago de servicios ambientales en el proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas. 2 ed. Medellín, CO, Fundación CIPAV, CATIE, UCANITLAPAN. 97 p.
- Schemske, DW; Brokaw, N. 1981. Tree falls and the distribution of understorey birds in a tropical forest. *Ecology* 62: 938-945
- Ter Braak, CJF; Smilauer, P. 2002. CANOCO Reference Manual and Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). Biometrics, Wageningen, NE, Wageningen University and Research Centre. 499 p.
- Wunderle, JM; Waide, RB. 1993. Distribution of overwintering Nearctic migrants in the Bahamas and Greater Antilles. *Condor* 95: 904-933.

Avances de Investigación

Almacenamiento de carbono en el suelo y la biomasa arbórea en sistemas de usos de la tierra en paisajes ganaderos de Colombia, Costa Rica y Nicaragua

Muhammad Ibrahim¹; Mario Chacón¹; César Cuartas¹; Juan Naranjo²; Guillermo Ponce¹; Pedro Vega³; Francisco Casasola¹; Jairo Rojas¹

Palabras clave: agroforestería, cambio global, ganadería y ambiente, secuestro de carbono, sistemas silvopastoriles.

RESUMEN

A pesar de que se conoce la capacidad que tienen los bosques y algunos sistemas silvopastoriles para almacenar carbono, aún falta información acerca del potencial de secuestro de carbono en suelo y en la biomasa arbórea en los sistemas de uso de la tierra predominantes en paisajes dominados por la ganadería. Se estimó el almacenamiento de carbono orgánico del suelo (COS) y de la biomasa arbórea arriba del suelo en distintos usos de la tierra en Colombia, Costa Rica y Nicaragua. Los usos de la tierra evaluados fueron pasturas degradadas, pasturas naturales y mejoradas con y sin árboles, bancos forrajeros, plantaciones forestales, bosques riparios y bosques secundarios. Para determinar el COS se tomaron muestras de suelo y se determinó el C orgánico (%) y la densidad aparente mediante análisis de laboratorio. El carbono (C) en la biomasa se estimó estableciendo parcelas temporales donde se midió el diámetro a la altura del pecho de todos los árboles y la biomasa se calculó mediante ecuaciones alométricas. El bosque secundario fue el uso de la tierra que presentó mayores cantidades del total de C en Costa Rica y Nicaragua, mientras que en Colombia fueron los bosques riparios. En los tres países las pasturas degradadas fueron el uso de la tierra que menos C total almacenó. Los resultados muestran que en cada uno de los paisajes ganaderos analizados las pasturas degradadas no están aportando significativamente al secuestro de carbono, mientras que las pasturas mejoradas con árboles y los sistemas silvopastoriles son usos de la tierra con mayores potenciales. El establecimiento de pasturas mejoradas con alta densidad de árboles presenta un alto potencial de secuestro de carbono, el cual se podría incrementar a nivel de finca y de paisaje insertando pequeñas áreas de plantaciones forestales y liberando otras áreas para dar paso a la regeneración natural del bosque.

Carbon storage in soil and tree biomass in different land use systems in cattle-dominated landscapes in Colombia, Costa Rica and Nicaragua

Keywords: agroforestry, carbon sequestration, global change, land uses, livestock and environment, silvopastoral system.

ABSTRACT

Although the capacity of forests and some silvopastoral systems to store carbon is well known, there is little information about their potential to sequester carbon in soil and tree biomass in the main land uses in landscapes dominated by cattle. We estimated the storage of soil organic carbon (SOC) and tree biomass carbon in different land uses in Colombia, Costa Rica and Nicaragua. The land uses evaluated were degraded pasture, native pasture and improved pasture with and without trees, fodder bank, forest plantation, riparian forest and secondary forest. Soil samples were taken to determine SOC and the bulk density was measured. The amount of C stored in soil was adjusted by soil mass. Carbon in tree biomass was estimated using temporal plots where diameter at breast height was measured, and the carbon stored was calculated using allometric equations. The secondary forest was the land use with more carbon stored (both in soil and trees) in Costa Rica and Nicaragua; in Colombia, it was the riparian forest. Degraded pasture was the land use with less carbon in all three countries. Our results show that in the three agricultural landscapes studied, degraded pastures had significantly lower C stocks compared to improved pastures with trees and forest systems, and that there are good opportunities for C sequestration in agricultural landscapes dominated by cattle.

¹ Grupo Ganadería y Manejo del Medio Ambiente, CATIE. Correo electrónico: fcasasol@catie.ac.cr

² Fundación CIPAV, Colombia. Correos electrónicos: cesar@cipav.org.co, jnaranjo@cipav.org.co

³ Instituto Nitlapán, Universidad Centroamericana, Managua, Nicaragua.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático inducido por las actividades humanas es un problema mundial que afecta de forma negativa los procesos ecológicos, económicos y sociales que rigen el planeta (IPCC 2001). El cambio climático es inducido principalmente por gases de efecto invernadero como el metano, el óxido nitroso y el dióxido de carbono (CO_2), los cuales provocan el incremento de su concentración en la atmósfera. En lo que respecta a los contenidos de carbono atmosférico, éstos se han incrementado principalmente por dos actividades humanas: el cambio de uso de la tierra y la combustión de fósiles. Se estima que el cambio de uso de la tierra emite $1,6 \pm 1,0$ Gt ($1 \text{ Gt} = 1 \times 10^9 \text{ t}$) de carbono al año y que la combustión de fósiles emite $5,5 \pm 0,5$ Gt de carbono al año (Lal y Kimble et ál. 1998). Esta situación se ha agravado en los últimos cien años, por lo que la comunidad científica ha concentrado gran parte de sus esfuerzos de investigación en esta área y, en las últimas décadas, ha sido también foco de discusión entre políticos.

En América Latina, uno de los principales cambios del uso de la tierra ha sido la deforestación de bosques para establecer pasturas para la ganadería (Harvey et ál. 2005) y en la actualidad las áreas de pastos continúan incrementando. Datos de FAOSTAT (2005) muestran que en 1961 el área de pasturas permanentes en Centroamérica era de 9,1 millones de hectáreas y ya para el año 2001 era de 13,6 millones. En Sudamérica, para 1961 existían 418,1 millones de hectáreas de pasturas y, para el 2002, estas áreas habían aumentado a 515,9 millones. El incremento de las áreas de pasturas hace que sea urgente tomar medidas a escalas tanto locales como regionales para buscar estrategias de mitigación de los niveles de CO_2 en la atmósfera por parte de los sistemas ganaderos. En este sentido, se han propuesto una serie de acciones que se pueden aplicar en las fincas de productores pequeños y medianos. Estas acciones consisten en fomentar los sistemas agroforestales en las fincas mediante la inserción de árboles aislados en potreros, el establecimiento de cercas vivas y el de pasturas mejoradas, así como incentivar la regeneración natural de la vegetación y la conservación de los bosques (Beer et ál. 2003).

Existe evidencia que demuestra que las fincas ganaderas pueden aportar al secuestro de carbono mediante la implementación de sistemas agroforestales; los bosques remanentes, áreas de vegetación secundaria en rege-

neración, pasturas arboladas y otros usos de la tierra dedicados a labores agrícolas pueden fungir como sumideros de carbono atmosférico (Post y Kwon 2000, Ruiz 2002, Fisher et ál. 2004). Los principales componentes de almacenamiento de carbono en el uso de la tierra son el carbono orgánico del suelo (COS) y en la biomasa arriba del suelo. Se ha estimado que el carbono (C) en la biomasa de los bosques primarios y secundarios varía entre 60 y 230 y entre 25 y 190 t ha^{-1} , respectivamente (Brown et ál. 1997), y que el C en el suelo puede variar entre 60 y 115 t ha^{-1} . Datos reportados de pasturas tropicales en Latinoamérica muestran cómo el establecimiento de pasturas mejoradas logra aumentar los niveles de carbono bajo el suelo. En Brasil, el establecimiento de pasturas mejoradas en áreas deforestadas provocó incrementos en la acumulación de carbono orgánico (De Camargo et ál. 1999). El potencial de los sistemas agroforestales (suelos y biomasa) para almacenar carbono puede variar entre 20 y 204 t ha^{-1} , estando la mayoría de este carbono almacenado en los suelos, pudiendo incluso tener incrementos de C anual que pueden variar entre 1,8 y 5,2 t ha^{-1} (Ibrahim et ál. 2005).

A pesar del reconocimiento del potencial que poseen tanto los bosques como los sistemas agroforestales para almacenar carbono, aún falta información del potencial de secuestro de carbono en suelo y en la biomasa arbórea en paisajes ganaderos en Latinoamérica. El objetivo de este estudio fue estimar el almacenamiento de carbono orgánico en el suelo y en la biomasa arbórea de diferentes usos de la tierra en paisajes ganaderos en Colombia, Costa Rica y Nicaragua, con el fin de entender el aporte de los sistemas agroforestales a la reducción de los impactos negativos del aumento del CO_2 atmosférico sobre el clima global.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en fincas ganaderas de los departamentos de Quindío y Valle del Cauca en Colombia ($4^{\circ}26'N$ y $75^{\circ}38'O$), en el cantón de Esparza en Costa Rica ($10^{\circ}09'N$ y $84^{\circ}42'O$) y en el municipio de Matiguás, Nicaragua ($12^{\circ}50'N$ y $85^{\circ}27'O$). Estas áreas forman parte del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (GEF-Silvopastoril), ejecutado por CATIE en Costa Rica, CIPAV en Colombia y Nitlapán en Nicaragua, financiado por el GEF, FAO y Banco Mundial. El paisaje en estas tres áreas es dominado por pasturas naturales y pasturas mejoradas con árboles y sin ellos; además, es posible encontrar áreas de bosques remanentes,

bosques secundarios y bosques riparios. En cada área de estudio se seleccionaron cuatro repeticiones de cada uso de la tierra (Cuadro 1). El criterio para la selección de los usos de la tierra en cada país fue su dominancia en área en cada paisaje estudiado.

Estimación del carbono orgánico en el suelo (COS)

El COS se estimó con base en el método propuesto por Amézquita et ál. (2004): en cada uso de la tierra se establecieron nueve puntos de muestreo en un recorrido lineal de longitud variable y en dirección de la pendien-

te. Los nueve puntos de muestreo consistieron en tres calicatas principales (1 x 1 x 1 m), distribuidas según la longitud del terreno y seis minicalicatas (0,4 x 0,4 x 0,4 m), ubicadas dos a cada lado de las calicatas principales (Figura 1). Se estableció una distancia de entre 30 y 50 m entre las calicatas principales y de entre 15 y 30 m entre minicalicatas. Cada uno de los puntos de muestreo se ubicó a una distancia no menor de 15 metros del borde del uso de la tierra evaluado, para evitar posibles influencias por la proximidad de otros sistemas de uso de la tierra (Figura 1).

Cuadro 1. Descripción de los usos de la tierra en los cuales se evaluó el COS y la biomasa arbórea en los departamentos de Quindío y Valle del Cauca en Colombia, en el cantón de Esparza en Costa Rica y en el municipio de Matiguás en Nicaragua

País	Uso de la tierra	Edad (años)	Altitud (msnm)	Pendiente (%)	Temperatura promedio (°C)	Precipitación (mm/año)	Orden de suelos	Zona de vida (Holdridge)
Colombia	Pasturas degradadas ^a	20-50	1092-1255	12-91				bh-PM
	Pasturas mejoradas sin árboles	10-50	990-1200	0-67				bh-PM
	Sistemas silvopastoriles intensivos (<i>Leucaena leucocephala</i> + <i>Cynodon plectostachyus</i>)	1-2	1069-1187	0-26	20,9 – 22,3	1800-2100	Andisoles	bh-PM
	Bosques riparios	22-50	1040-1780	26-107				bh-PM – bh-MB
Costa Rica	Pasturas degradadas	20-30	300-450	35-47				
	Pastura natural sin árboles	10-70	180-330	5-40				
	Pastura mejorada sin árboles	3-7	225-290	3-12				
	Pastura mejorada baja densidad de árboles (<30 árboles/ha)	2-12	200-360	5-39	27,2	2043	Alfisoles	bsh-T
	Pastura natural alta densidad (>30 árboles/ha)	2-30	190-630	8-35				
	Plantación de maderables en monocultivo (<i>Tectona grandis</i>)	10-15	200-300	4-18				
	Bosque secundario intervenido	15-25	170-200	23-53				
Nicaragua	Pastura degradada	8-10	270-392	6-55				
	Pastura natural baja densidad de árboles (<30 árboles/ha)	10-14	246-287	5-45				
	Pastura mejorada sin árboles	1-6	269-390	15-48				
	Pastura mejorada alta densidad de árboles (>30 árboles/ha)	1-3	215-350	8-35	30,0	1400	Vertisoles	bht
	Vegetación secundaria joven	5-13	260-371	12-55				
	Bosque secundario intervenido	16-25	266-329	12-45				
	Banco forrajero de gramínea (<i>Pennisetum purpureum</i>)	2-7	130-370	4-45				

Notas: ^a Solamente en el Valle del Cauca; COS = carbono orgánico en el suelo; bh-PM = bosque húmedo premontano; bh MB = bosque húmedo-montano bajo; bsh-T = bosque sub-húmedo tropical; bht = bosque húmedo tropical.

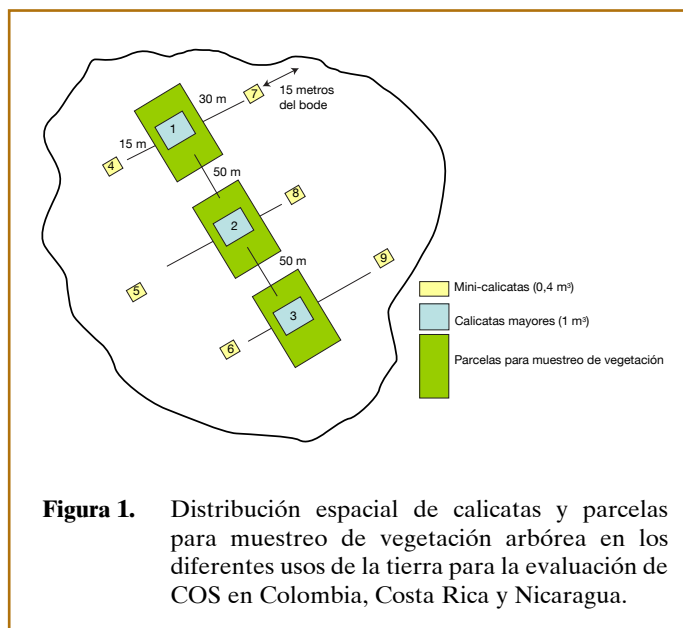


Figura 1. Distribución espacial de calicatas y parcelas para muestreo de vegetación arbórea en los diferentes usos de la tierra para la evaluación de COS en Colombia, Costa Rica y Nicaragua.

En cada repetición se tomaron 36 muestras de suelo (muestras de 300 g, nueve por profundidad) para la determinación del COS en cuatro profundidades (0-10, 10-20, 20-40 y 40-100 cm). El COS se determinó mediante el procedimiento de combustión húmeda (Walkley y Black 1934). La densidad aparente del suelo se determinó por el método del cilindro (Forsythe 1975), tomando tres muestras por profundidad mediante el uso de un cilindro de 5 cm de alto y 5 cm de diámetro, provenientes de tres de las caras de cada calicata principal, para un total de 36 muestras.

El COS almacenado a 1 m de profundidad se obtuvo mediante la sumatoria del COS en cada profundidad analizada. El COS en cada rango de profundidad se obtuvo mediante la siguiente fórmula:

donde
$$COS (tha^{-1}) = A \cdot \rho \cdot fC \cdot Pm$$

A = área (ha); ρ = densidad aparente del suelo ($t m^{-3}$); fC = fracción de carbono y Pm = profundidad de muestreo (m). Se hizo el ajuste de la densidad aparente según el uso de la tierra sugerido por Buurman et ál. (2004).

Biomasa arbórea

La biomasa del componente arbóreo se midió en todos los usos de la tierra evaluados en Costa Rica y Nicaragua. En Colombia se midió la cobertura arbórea de los bosques riparios. La biomasa del componente arbóreo en pasturas se estimó siguiendo la metodología sugerida por McDicken (1997). Se establecieron parcelas circulares de 1000 m² alrededor de cada calicata principal, obteniendo un área total de muestreo de 3000 m² por repetición en cada uso de la tierra. En estas parcelas se registró la especie y el diámetro a la altura del pecho (dap) de todos los individuos con dap \geq 5 cm. Se registró la especie y altura total de todas las palmas. La biomasa arbórea de bosques secundarios y bosques riparios se estimó adaptando la metodología sugerida por Segura y Kanninen (2002). En cada sitio donde se encontraban las calicatas principales se ubicaron parcelas de 25 x 10 m en donde se registró la especie, la altura y el dap de todos los árboles y palmas con un dap \geq 5 cm. En las plantaciones de teca (*Tectona grandis*), el tamaño de las parcelas fue de 25 x 20 m, midiéndose las mismas variables tomadas en los bosques. La biomasa del componente arbóreo se estimó usando ecuaciones alométricas encontradas en la literatura (Cuadro 2). La biomasa fue multiplicada por 0,5 para estimar el contenido de carbono (IPCC 2003).

Cuadro 2. Ecuaciones alométricas para la estimación de biomasa en árboles y palmas presentes en distintos usos de la tierra en Colombia, Costa Rica y Nicaragua

Uso de la tierra	Ecuación	Localidad	Fuente
Bosques secundarios	$Log_{10} B = -4,47 + 2,7 log_{10} dap$	Nicaragua	Ferreira (2001)
Árboles en potrero	$Log_{10} B = -2,18 + 0,08(dap) - 0,0006(dap^2)$	Nicaragua	Ruiz (2002)
Plantaciones de <i>Tectona grandis</i>	$Log_{10} B = -0,82 + 2,38 Log_{10} dap$	Costa Rica	Pérez y Kanninen (2003)
Palmas	$B = 4,5 + 7,7 * H$	—	Frangi y Lugo (1985)
Bosques ribereños	$Ln B = -2,13 + 2,42 Ln (dap)$	Colombia	Zapata et ál. (2003)

Notas: B = biomasa arriba del suelo ($kg individuo^{-1}$); dap = diámetro a la altura del pecho (cm); H = altura total (m).

Biomasa en bancos forrajeros de gramíneas

Se establecieron al azar entre 20 y 30 puntos de muestreo (marcos de 0,25 m²) en cada repetición de los bancos para evaluar la biomasa de gramíneas (*Pennisetum purpureum*). Se cortó toda la biomasa al nivel del suelo, se pesó en fresco y se tomó una submuestra (aprox. 200 g) para determinar su materia seca (60 °C hasta peso constante). Se empleó el mismo factor (0,5) para transformar valores de biomasa a carbono.

Biomasa en sistemas silvopastoriles intensivos

La biomasa arriba del suelo en los sistemas silvopastoriles intensivos se evaluó en los dos componentes: pastura y arbustos de leucaena (*Leucaena leucocephala*). En la pastura se cosecharon entre 20 y 30 puntos de 0,25 m², dependiendo del área de la parcela de muestreo y de la heterogeneidad de la pastura. El componente arbustivo se evaluó estableciendo entre 5 y 10 parcelas temporales, dependiendo de la densidad arbustiva, y tratando de cubrir un área de muestreo superior a 20 m². Las parcelas temporales contaron con tres segmentos de 3 m en surcos adyacentes y allí se contó el número de arbustos presentes con diámetro mayor o igual a 5 mm a una altura de 30 cm. A cada arbusto se le registró la altura y el diámetro a 30 cm. En cada parcela se seleccionaron al azar tres individuos y se cortaron dividiendo su biomasa en fuste, ramas, hojas y semillas si las poseían. El material recolectado se envió al laboratorio para determinar peso seco a 65 °C; luego del secado se estimó el porcentaje de carbono.

Análisis estadístico

Se aplicaron análisis de varianza y pruebas de comparación LSD Fisher utilizando el programa estadístico InfoStat (2004) para determinar las diferencias en el almacenamiento de carbono en cada uso de la tierra evaluado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN**Carbono total (COS y biomasa arbórea) en los usos de la tierra**

En los tres países, las pasturas degradadas fueron el uso de la tierra que almacenó menos carbono total. En contraste, los bosques secundarios medidos en Costa Rica y Nicaragua y los bosques riparios en Colombia fueron los usos de la tierra con el mayor carbono total (Figura 2a). En Costa Rica, las pasturas degradadas ($26,5 \pm 10,9$ t ha⁻¹) fueron significativamente menores en su contenido total de C en comparación a los otros usos de la tierra, mientras que los bosques secundarios mostraron significativamente los mayores valores ($297,6 \pm 72,6$ t C ha⁻¹). Los otros usos de la tierra, excepto las pasturas degradadas, fueron significativamente similares en su contenido total de C (Figura 2a). Se encontraron diferencias significativas en C entre los usos del suelo ($p = 0,0285$). Los usos de la tierra con mayores cantidades de C en Nicaragua fueron el bosque secundario, la vegetación secundaria joven (tacotales), el banco forrajero de gramíneas y los pastos mejorados con alta densidad de árboles. Las pasturas degradadas fueron el uso de la tierra con menor C ($72,5 \pm 6,8$ t ha⁻¹), aunque estadísticamente similares a las pasturas naturales y mejoradas y a la vegetación secundaria joven ($p > 0,05$) (Figura 2b).



Las pasturas arborizadas desempeñan funciones productivas y ecológicas (foto: Mario Chacón)

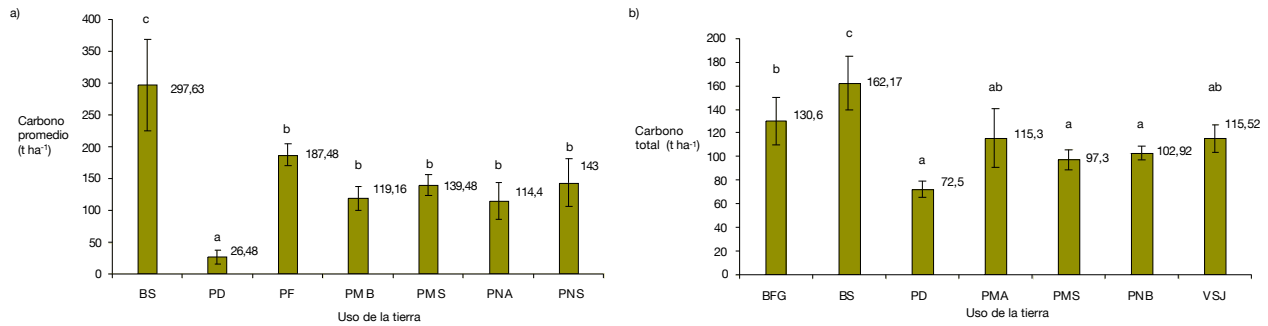


Figura 2. Almacenamiento de carbono total en diferentes usos del suelo en a) Esparza, Costa Rica y en b) Matiguás, Nicaragua, 2004. BS = bosque secundario; PD = pastura degradada, PF = plantación forestal de teca; PMB = pastura mejorada baja densidad de árboles; PMS = pastura mejorada sin árboles; PNA = pastura natural alta densidad de árboles; PNS = pastura natural sin árboles; BFG = banco forrajero de gramíneas; PMA = pastura mejorada alta densidad de árboles; PNB = pastura natural con baja densidad de árboles; VSJ = vegetación secundaria joven. Letras diferentes indican diferencias significativas según prueba de LSD Fisher $p \leq 0,05$. Las barras indican el error estándar.

Los datos encontrados en este estudio se asemejan a los reportes de carbono total obtenidos en bosques húmedos en Nicaragua, donde el almacenamiento de carbono sumado del suelo y de la biomasa alcanzó rangos de entre 251,7 y 320,1 t ha⁻¹ (Lagos y Venegas 2003), al igual que en bosques húmedos en Guatemala, donde se han encontrado valores de 237 t ha⁻¹ de C total (Arreaga 2002).

Carbono orgánico en el suelo (COS)

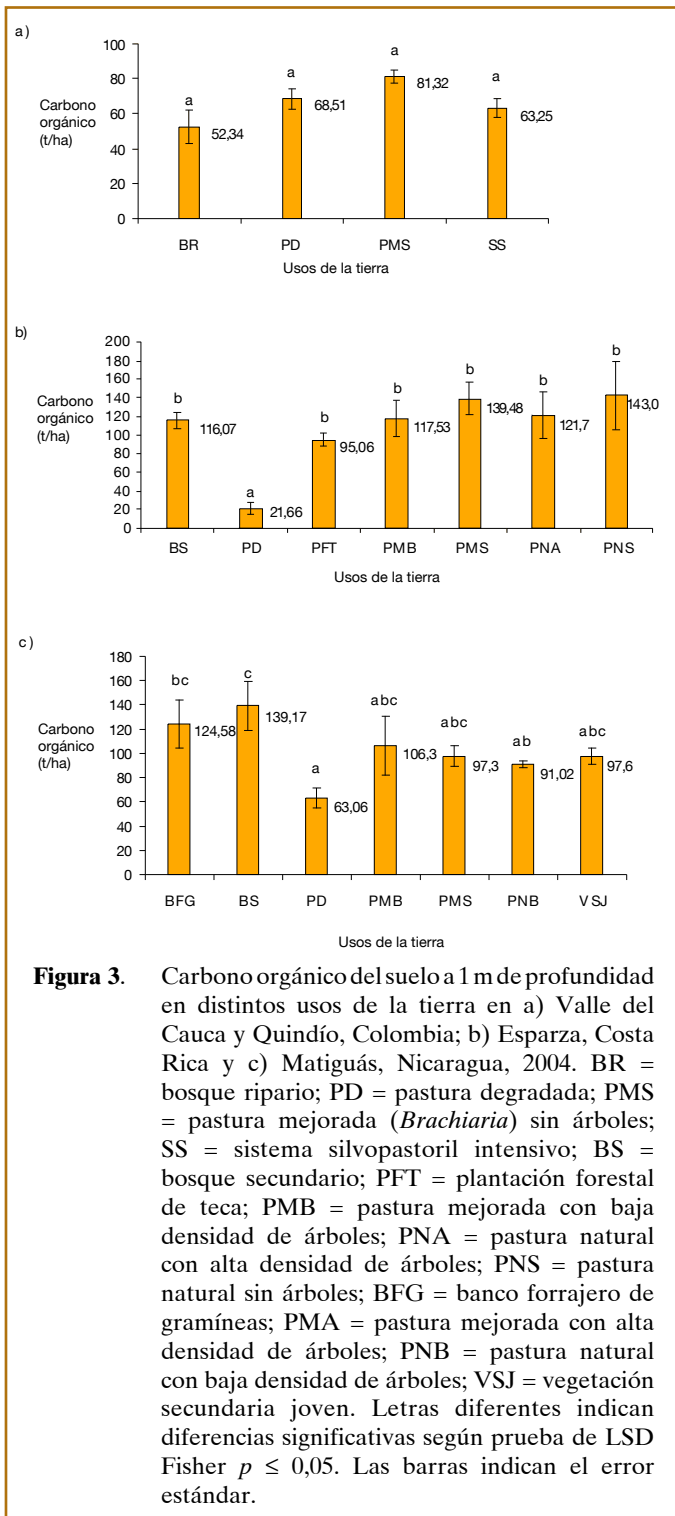
El COS en los distintos usos de la tierra presentó diferencias significativas en Costa Rica y Nicaragua ($p < 0,05$). En Colombia, los cuatro usos de la tierra evaluados no presentaron diferencias significativas en sus contenidos de COS (Figura 3a, $p = 0,0544$), reportándose valores de entre 52,3 ± 9,8 y 81,3 ± 3,6 t ha⁻¹ para los bosques riparios y para las pasturas mejoradas sin árboles, respectivamente. Estos resultados se asemejan a los de otros estudios llevados a cabo en Colombia, donde inventarios de carbono superficial en el suelo (0-30 cm) de cuatro tipos de cobertura vegetal (bosque primario intervenido, bosque secundario, rastrojo bajo y pastizal sin manejar) no encontraron diferencias significativas (83,9 ± 11,1 y 96,6 ± 5,0 t C ha⁻¹; Moreno y Lara 2003). En los llanos orientales colombianos, estudios realizados en estaciones experimentales muestran que la pastura *Brachiaria humidicola* posee a un metro de profundidad 222,8 t C ha⁻¹ (Fisher et ál. 1994).

En Costa Rica, las pasturas degradadas presentaron menor cantidad de COS que los demás sistemas (21,7 ± 6,6 t C ha⁻¹; Figura 3b, $p = 0,0484$). Los otros seis usos de la tierra evaluados no presentaron diferencias

significativas ($p > 0,05$), encontrándose en un rango entre 95,1 ± 6,6 y 139,5 ± 17,2 t C ha⁻¹ para las plantaciones forestales y las pasturas mejoradas sin árboles, respectivamente. En Nicaragua, las pasturas degradadas presentaron menor cantidad de COS con 63,1 ± 8,4 t C ha⁻¹ y los bosques secundarios los que presentaron una mayor cantidad con 139,2 ± 20,4 t C ha⁻¹ (Figura 3c). Datos similares se reportaron en Matiguás, Nicaragua, en donde no se encontraron diferencias significativas entre el COS a un metro de profundidad del suelo entre pasturas y vegetación secundaria (Ruiz 2002), aunque en el caso de Nicaragua los datos muestran semejanzas estadísticas en el almacenamiento de carbono entre las pasturas degradadas y otros usos de la tierra. Los menores contenidos en las pasturas degradadas se deben posiblemente al efecto de la edad y al tipo de manejo que realizan los productores, tal como quemas o la carga animal empleada.

Los resultados determinados en este estudio sobre la cantidad de COS almacenada en los suelos de los tres países concuerdan con estudios llevados a cabo en otros sitios del Neotrópico. Los resultados de COS en bosques se asemejan a los reportados en Venezuela, donde se determinaron valores de 125,0 ± 8,3 t ha⁻¹ de COS a 1 m de profundidad en bosques secos con condiciones climáticas similares a los sitios de Costa Rica y Nicaragua (Delaney et ál. 1997). En bosques húmedos en Guatemala se encontró a una profundidad de 60 cm cantidades de COS de 130,4 t C ha⁻¹ (Arreaga 2002).

En contraste, estudios efectuados en pasturas en la Amazonía brasileña hacen suponer que las pasturas



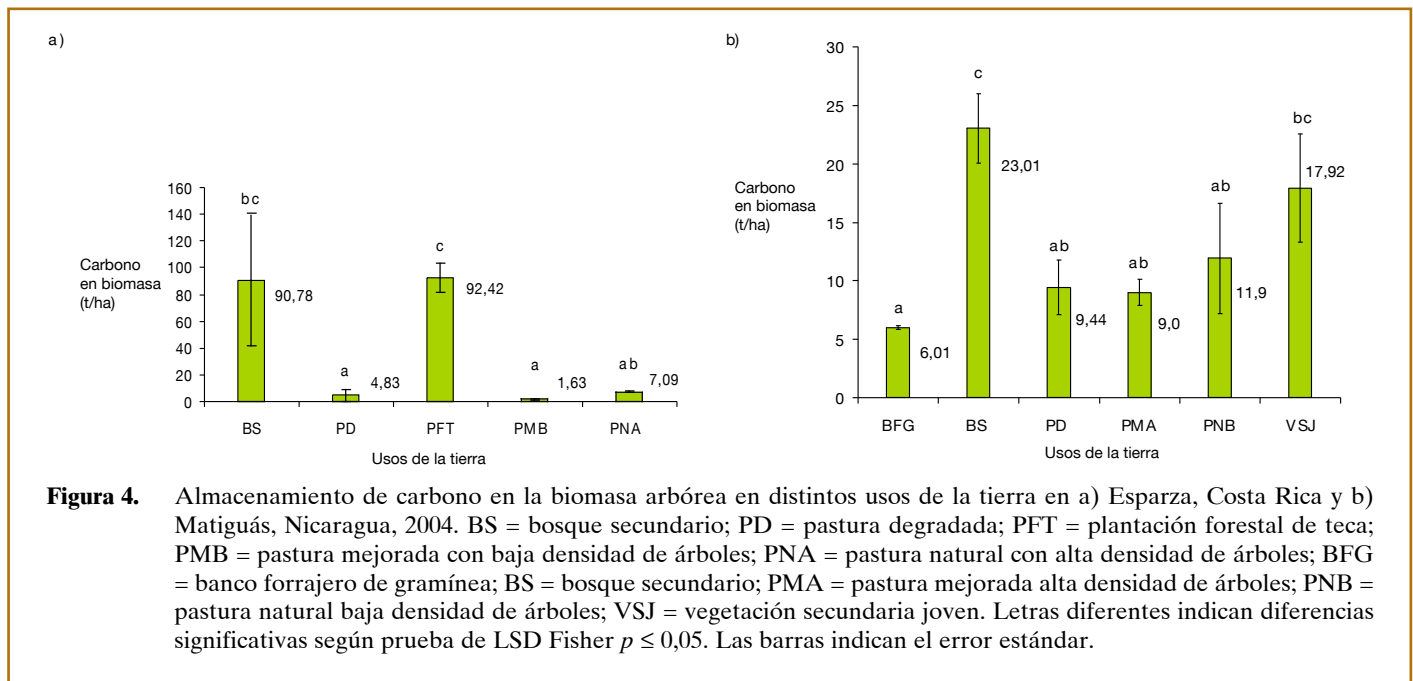
mejoradas (*B. humidicola*) incorporan mayores cantidades de materia orgánica en la superficie del suelo que otros usos de la tierra, como los bosques o las plantaciones forestales (De Camargo et ál. 1999). El caso estudiado en los llanos Colombianos con pastos conformados por *B. humidicola* muestran un ejemplo de este supuesto (Fisher et ál. 2004). Parece existir un

patrón de depósitos de COS en distintos usos de la tierra, que muestra menores cantidades en suelos de bosques secundarios en edad avanzada y en bosques riparios que en suelos bajo pasturas; este patrón se puede observar en los datos reportados por este estudio en Colombia y Costa Rica.

Existen una serie de factores que influyen en el COS, como el historial de usos de la tierra, las entradas y salidas de materia orgánica del sistema y el manejo de estos usos de la tierra. Factores como las condiciones físicas y biológicas del suelo y la historia de las entradas de material orgánico a los suelos pueden determinar las tasas de cambio de carbono orgánico bajo el suelo cuando la vegetación y las prácticas de manejo han cambiado, tal como en la eliminación de bosque para establecer pasturas (Post y Kwon 2000). Cuando se presenta una situación como la anterior, se puede ganar o perder carbono del suelo dependiendo de las circunstancias específicas, como el uso de fertilizantes o la eliminación de la cobertura vegetal (Post y Kwon 2000). Además, las actividades de manejo tanto para la producción animal como el aprovechamiento forestal también afectan el almacenamiento de carbono. Las similitudes estadísticas del COS entre usos del suelo se puede deber a la edad de los sistemas. El amplio rango de edad de parcelas medidas en cada sistema dificulta evaluar el efecto de los sistemas de uso del suelo en el COS.

Biomasa arbórea arriba del suelo

En Colombia se encontró $158,7 \pm 12,5 \text{ t ha}^{-1}$ de carbono en la biomasa aérea en los bosques riparios. Se encontraron diferencias estadísticas ($p = 0,0042$) en el almacenamiento de carbono en biomasa aérea entre sistemas de Costa Rica. En este país, las plantaciones de teca presentaron el mayor almacenamiento de carbono, seguidas por los bosques secundarios ($92,4 \pm 11,3$ y $90,8 \pm 48,6 \text{ t C ha}^{-1}$, respectivamente; Figura 4a). Las pasturas degradadas, las pasturas mejoradas con baja densidad de árboles y las pasturas naturales con alta densidad de árboles fueron los usos de la tierra que aportaron menor cantidad de carbono en la biomasa arbórea. Los bosques secundarios presentaron mayor almacenamiento de C en Nicaragua que el resto de los sistemas ($23,0 \pm 3,0 \text{ t C ha}^{-1}$; $p = 0,0113$). Los demás usos de la tierra no presentaron diferencias significativas en los contenidos de biomasa ($p > 0,05$), pero los bancos forrajeros de gramíneas son los de menor carbono ($6,0 \text{ t ha}^{-1}$; Figura 4b).



El contenido de carbono en la biomasa de bosques reportados en este estudio (entre 23,0 y 158,7 t C ha⁻¹) se asemejan a los reportes existentes para biomasa de bosques tropicales (Orrego y Del Valle 2003). En bosques húmedos en Centroamérica, se han reportado valores de carbono de entre 111,4 a 137,8 t C ha⁻¹ en Costa Rica (Segura 1999); 145,6 y 183,2 t C ha⁻¹ en Nicaragua (Lagos y Venegas 2003) y 104,80 t C ha⁻¹ en Guatemala (Arreaga 2002). En bosques secundarios jóvenes en Nicaragua, se han determinado valores de 17,6 t C ha⁻¹ (Ruiz 2002). Se reporta una situación similar para el carbono en la biomasa del componente arbóreo en las pasturas; en Nicaragua se encontró en pasturas nativas con árboles (100 árboles ha⁻¹) contenidos de carbono de $8,2 \pm 3,0$ t C ha⁻¹ y en pasturas mejoradas con árboles (110 árboles ha⁻¹) de $12,5 \pm 3,6$ t ha⁻¹ (Ruiz 2002).

Los datos encontrados en teca se asemejan a algunos estudios en Panamá, donde se determinó un promedio de 104,5 t ha⁻¹ de carbono (Kraenzel et ál. 2003); sin embargo, contrastan con lo encontrado en Hojanca, zona del Pacífico seco de Costa Rica, donde se encontró un total de carbono en la biomasa de entre 33,8 y 37,9 t C ha⁻¹ (Cubero y Rojas 1999). La explicación a estas variaciones puede ser atribuida a diferencias en la calidad de sitio, la edad y el tipo de manejo silvicultural aplicado a las plantaciones (De Camino et ál. 2002).

CONCLUSIONES

En los tres paisajes ganaderos estudiados en Colombia, Costa Rica y Nicaragua, el total de carbono (COS y biomasa arbórea) presentó mayores depósitos en los bosques secundarios, los bosques riparios y las plantaciones forestales, mientras que las pasturas degradadas fueron el uso de la tierra que reportó menores valores. Al nivel de suelo, las pasturas degradadas presentaron menores valores de COS a 1 m de profundidad en Costa Rica y Nicaragua, y no se encontraron diferencias significativas de COS en los demás usos de la tierra evaluados. En Colombia, a nivel de suelos no se encontraron diferencias significativas de COS en los usos de la tierra analizados.

Los resultados muestran que en cada uno de los paisajes ganaderos analizados las pasturas degradadas no están aportando significativamente al secuestro de carbono e incluso podrían estar emitiendo carbono a la atmósfera, mientras que las pasturas mejoradas con árboles son usos de la tierra con mayor potencial para el secuestro de carbono que las pasturas degradadas.

El mejoramiento de pasturas y el aumento de la cobertura arbórea puede hacer que usos de la tierra como las pasturas degradadas presenten un alto potencial de secuestro de carbono a nivel de finca. A nivel de paisaje, el potencial de las fincas ganaderas se vería incrementado insertando algunas áreas con plantaciones forestales y liberando áreas no aptas para la producción agropecuaria para dar paso a la regeneración natural de bosques secundarios.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas, financiado por GEF-FAO-Banco Mundial y ejecutado por CATIE en Costa Rica, CIPAV en Colombia y Nitlapán en Nicaragua. A Luis Quirós, Rodrigo Granados y Paulo Dittel por el trabajo de campo en Costa Rica. A Alfredo Argüello Woo por el trabajo de campo y manipulación de muestras en Nicaragua. A Enrique Méndez por el trabajo de campo en Colombia. A Fernando Casanoves y Gustavo López del Departamento de Estadística de CATIE por el apoyo en los análisis de datos. A Hernán Andrade y Jimena Esquivel por la revisión técnica. Al programa de Jóvenes Investigadores e Innovadores 2005 (Convenio Especial de Cooperación No. 102-2004) por el apoyo a César Cuartas.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Amézquita, MC; Ibrahim, M; Buurman, P. 2004. Carbon Sequestration in Pasture, Agro-pastoral and Silvopastoral Systems in the American Tropical Forest Ecosystem. *In* Mannetje, L't; Ramírez, L; Ibrahim, M; Sandoval, N; Ojeda, JK. eds. The Importance of Silvopastoral Systems in Rural Livelihoods to Provide Ecosystem Services (2, 2004, Merida, MX). Memoria. Mérida, Yucatán, México. P. 303-309.
- Arreaga, WE. 2002. Almacenamiento de carbono en bosques con manejo forestal sostenible en la Reserva de Biosfera Maya, Petén, Guatemala. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 73 p.
- Beer, J; Harvey, C; Ibrahim, M; Harmand, JM; Somarriba, E; Jiménez, F. 2003. Servicios ambientales de los sistemas agroforestales. *Agroforestería en las Américas* 10(37-38):80-87.
- Brown, P; Cabarle, B; Livernash, R. 1997. Carbon counts: Estimating climate change mitigation in forestry projects. Estados Unidos, World Resources Institute. 25 p.
- Buurman, P; Ibrahim, M; Amézquita, M C. 2004. Mitigation of greenhouse gas emissions by silvopastoral systems: optimism and facts. *In* Mannetje, L't; Ramírez, L; Ibrahim, M; Sandoval, N; Ojeda, JK. eds. The Importance of Silvopastoral System in Rural Livelihoods to Provide Ecosystem Services (2, 2004, Merida, MX). Memoria. Mérida, México. p. 61.
- Cubero, JA; Rojas, SA. 1999. Fijación de carbono en plantaciones forestales de melina (*Gmelina arborea* Roxb), teca (*Tectona grandis* L.f) y pochote (*Bombacopsis quinata* Jacq.) en los cantones de Hojanca, y Nicoya, Guanacaste, Costa Rica. Tesis Lic. Heredia, CR, UNA. 95 p.
- De Camino, RV; Alfaro, MM; Sage, LFM. 2002. Teak (*Tectona grandis*) in Central America, Forest Plantations Working Papers. Roma, IT, FAO. 64 p. (Working Paper FP/19).
- De Camargo, PB; Trumbore, SE; Martinelli, LA; Davidson, EA; Nepstad, DC; Victoria, L. 1999. Soil carbon dynamics in regrowing forest of eastern Amazonian. *Global Change Biology* 5:693-702.
- Delaney, M; Brown, S; Lugo, AE; Torres-Lezama, A; Bello Quintero, N. 1997. The distribution of organic carbon in major components of forest located in five zones of Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 13:697-708.
- FAOSTAT, 2005. Data base of Food and Agricultural Organization (en línea). Consultado 25 ene. 2005. Disponible en <http://faostat.fao.org/>
- Ferreira, CM. 2001. Almacenamiento de carbono en bosques secundarios en el municipio de San Carlos, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 100 p.
- Fisher, MJ; Rao, IM; Ayarza, MA; Lascano, CE; Sanz, JI; Thomas, RJ; Vera, RR. 1994. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature* 371:236-238.
- _____; Rao, IM; Thomas R.J. 2004. Implications of land use change to introduced pastures on carbon stocks in the central lowlands of tropical South America. *Environment, Development and Sustainability* 6:111-131.
- Forsythe, W. 1975. Física de Suelos. San José, CR, IICA. 212 p.
- Frangi, JL; Lugo, AE. 1985. Ecosystem dynamics of a subtropical floodplain forest. *Ecological Monographs* 55:351-369.
- Harvey CA; Alpizar F; Chacón M; Madrigal, R. 2005. Assessing linkages between agriculture and biodiversity in Central America: Historical overview and future perspectives. Mesoamerican and Caribbean Region, Conservation Science Program. San José, CR, The Nature Conservancy (TNC). 140 p.
- Ibrahim, M; Chacón, M; Mora J; Zamora, S; Gobbi, J; Llanderal, T; Harvey, A; Murgueitio, E; Casasola, F; Villanueva, C; Ramirez, E. 2005. Opportunities for carbon sequestration and conservation of water resources on landscapes dominated by cattle production in Central America. *In* Henry A. Wallace/CATIE Inter-American Scientific Conference Series, "Integrated management of environment services in human-dominated tropical landscape" (4, Costa Rica, 2005). Abstracts. Turrialba, CR, CATIE. p. 27 -34.
- InfoStat. 2004. Manual del Usuario. 1 ed. Argentina, Universidad Nacional de Córdoba-Editorial Brujas. 314 p.
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, US). 2001. Tercer Informe de Evaluación Cambio climático 2001: Impactos, adaptación y vulnerabilidad. *In* McCarthy, JJ; Canziani, OF; Leary, NA; Dokken, DJ; White, KS. eds. Resumen para responsables de políticas y Resumen técnico. Parte de la contribución del Grupo de trabajo II al Tercer Informe de Evaluación Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Ginebra, CH, Cambridge University Press. 1000 p.
- _____. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry, *In* IPCC Good Practice Guidance for LULUCF, Chapter 4: Supplementary Methods and Good Practice Guidance Arising from the Kyoto Protocol, Panel on Climate Change, Eds, Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraiishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendía, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner. p. 4, 113 - 116.
- Kraenzel, M; Castillo, A; Moore, T; Potvin, C. 2003. Carbon storage of harvest age teak (*Tectona grandis*) plantations, Panama. *Forest Ecology and Management* 173:213-225.
- Lagos, O; Venegas, S. 2003. Impacto del aprovechamiento forestal en la biomasa y carbono de bosques naturales de Nueva Quesada, Río San Juan. Tesis Lic. Managua, NI, Universidad Centroamericana. 121 p.
- Lal, R.; Kimble J. 1998. Pedospheric processes and the carbon cycle. *In* Lal, R; Kimble, KM; Follett, RF; Stewart, BA. eds. Soil processes and the carbon cycle. Estados Unidos, CRC Press. p. 1-8.

- MacDicken, K. 1997. A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects. Estados Unidos, F. C. M. P. Winrock International Institute for Agricultural Development. 91 p.
- Moreno, F; Lara, W. 2003. Variación del carbono orgánico del suelo en bosques primarios intervenidos y secundarios. *In* Orrego, SA; Del Valle, JI; Moreno, FH. eds. Medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales tropicales de Colombia, contribuciones para la mitigación del cambio climático. Bogotá, CO, Universidad Nacional de Colombia-Centro Andino para la Economía del Medio Ambiente (CAEMA). p. 189-213.
- Orrego, SA; Del Valle, JI. 2003. Existencias y tasas de incremento neto de la biomasa y del carbono en bosques primarios intervenidos y secundarios. *In* Orrego, SA; Del Valle, JI; Moreno, FH. eds. Medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales tropicales de Colombia, contribuciones para la mitigación del cambio climático. Bogotá, CO, Universidad Nacional de Colombia-Centro Andino para la Economía del Medio Ambiente (CAEMA). p 215-241.
- Pérez, LD; Kanninen, M. 2003. Aboveground biomass of *Tectona grandis* plantations in Costa Rica. *Journal of Tropical Forest Science* 15(1):199-213.
- Post, WM; Kwon, KC. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6:317-327.
- Ruiz, A. 2002. Fijación y almacenamiento de carbono en sistemas silvopastoriles y competitividad económica en Matiguás, Nicaragua. Turrialba, CR, CATIE. 111 p.
- Segura, MA. 1999. Valoración del servicio ambiental de fijación y almacenamiento de carbono en bosques privados del Área de Conservación Cordillera Volcánica Central. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 115 p.
- _____; Kaninnen, M. 2002. Inventario para estimar carbono en ecosistemas forestales tropicales. *In* Orozco, L; Brumér, C. eds. Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central. Turrialba, CR, CATIE. 264 p. (Serie Técnica, Manual Técnico No. 50).
- Walkley, A; Black, AI. 1934. An examination of the Degtjoreff method for determination soil organic matter, and a proposed codification of the cromic acid titration method. *Soil Science* 37:29-38.
- Zapata, M; Colorado, GJ; Del Valle JI. 2003. Ecuaciones de biomasa aérea para bosques intervenidos y secundarios. *In* Orrego, SA; Del Valle, JI; Moreno, FH. eds. Medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales tropicales de Colombia, contribuciones para la mitigación del cambio climático. Bogotá, CO, Universidad Nacional de Colombia-Centro Andino para la Economía del Medio Ambiente (CAEMA). p. 87-120.

Avances de Investigación

Relación entre las comunidades de aves y la vegetación en agropaisajes dominados por la ganadería en Costa Rica, Nicaragua y Colombia

Joel C. Sáenz¹; Federico Villatoro¹; Muhammad Ibrahim²; David Fajardo³; Mijail Pérez⁴

Palabras claves: análisis multivariado; riqueza de aves; sistemas silvopastoriles; variables de hábitat.

RESUMEN

Los ecosistemas son naturalmente fragmentados, pero la deforestación y fragmentación antropogénica ha sido severa durante el último siglo. Por lo tanto, es esencial identificar patrones de paisaje críticos para la conservación de aves en ecosistemas con manejo silvopastoril. Se evaluó y comparó la riqueza de especies de aves en tres agropaisajes en Nicaragua, Costa Rica y Colombia. Se encontraron 154 especies de aves en el paisaje de Nicaragua, 111 en Costa Rica y 170 en Colombia. Un 4% de las especies de Matiguás son dependientes de bosques, 64% necesitan al menos fragmentos de bosques para su supervivencia y 10% tienen poblaciones reducidas. En Esparza, los valores alcanzaron un 33,2; 60,5 y 6,3%, respectivamente. En el río La Vieja, el 11% de las aves son dependientes de bosque y el 54% dependen de fragmentos de bosque. La riqueza de aves mostró diferencias significativas entre usos del suelo en todos los sitios. Las pasturas naturales con alta densidad de árboles albergaron la mayor riqueza de aves en Matiguás y el río La Vieja, y las cercas vivas en Esparza. Se encontró mayor similitud entre los usos del suelo en Esparza que en Matiguás y en el río La Vieja. El análisis de correspondencia canónica seleccionó dos variables de la vegetación leñosa que explican la riqueza de aves en el paisaje de Esparza: la cobertura del dosel (%) y la riqueza de la vegetación, mientras que en Matiguás solo la cobertura de dosel fue importante. En el río La Vieja, las variables explicativas de la riqueza de aves fueron la densidad de árboles y la cobertura del dosel. Las prácticas silvopastoriles (cercas vivas y pasturas arboladas) están desempeñando un papel importante en mantener la riqueza de aves en los paisajes ganaderos de los tres países.

The relation between bird communities and vegetation in agricultural landscapes dominated by cattle in Costa Rica, Nicaragua and Colombia

Keywords: multivariate analysis; bird richness; silvopastoral systems; habitat variables.

ABSTRACT

Ecosystems are naturally fragmented, but man-made deforestation and fragmentation have been severe during the last century. Therefore, it is essential to identify critical landscape patterns for bird conservation in ecosystems under silvopastoral management. Bird richness was evaluated and compared in three agricultural landscapes of Matiguás (Nicaragua), Esparza (Costa Rica) and the La Vieja river watershed (Quindío, Colombia). A total of 154 bird species were identified in Matiguás, 111 in Esparza and 170 in El Río La Vieja. Four percent of species found in Matiguás are forest dependent, 64% need at least forest fragments to survive, and 10% undergone a population decrease. In Esparza, the values for the same categories were 33.2; 60.5 and 6.3%, respectively. In La Vieja, 11% of the species were forest dependent and 54% needed at least forest fragments. Bird richness differed among land use types in all sites. Natural pastures with high tree density had the highest bird species richness in Matiguás and La Vieja, whereas live fences had the highest richness in Esparza. The highest similarity among different land use types was found in Esparza. The canonical correspondence analysis selected variables of forest vegetation that explain bird richness in the Esparza landscape: canopy cover and tree species richness. In Matiguás, canopy cover was the selected variable. In the La Vieja watershed, canopy cover and tree density were the best explanatory variables. Silvopastoral systems (live fences and isolated trees in pastures) play a crucial role in maintaining bird species richness in agricultural landscapes.

INTRODUCCIÓN

Tradicionalmente, los ecólogos y biólogos de la conservación han asumido que pocos animales y plantas de los bosques tropicales nativos sobreviven en los paisajes agrícolas. Esta suposición está implícita en la

mayoría de los reportes de tasas de extinción, los cuales se basan en las relaciones área-especie y las tasas de destrucción del bosque (Lawton y May 1995). El paisaje rural aún no deforestado mantiene una “biodiversidad

¹ Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional, Costa Rica. Correo electrónico: jsaenz@una.ac.cr.

² Grupo Ganadería y Manejo del Medio Ambiente, CATIE. Correo electrónico: mibrahim@catie.ac.cr.

³ Asociación Calidris, Colombia. Correo electrónico: david@cipav.org.co

⁴ Centro de Malacología y Diversidad Animal, Universidad Centroamericana, Managua, Nicaragua. Correo electrónico: mijail@ibw.com.ni

de bosque” sustancial, especialmente en regiones con una variedad de usos del suelo (Petit et ál. 1995). Se han llevado a cabo pocas investigaciones en paisajes como los de Costa Rica y el resto de Latinoamérica, los cuales fueron ampliamente deforestados en los últimos 50 años. Estos estudios han encontrado que el 62% de las mariposas diurnas, el 42% de las polillas capturadas en los bosques aledaños, el 65% de especies de mamíferos no voladores, y la mayoría de las especies nativas ocurren en remanentes de bosques de 0,1 - 30 ha esparcidos por el paisaje (Daily et ál. 2001).

Existe una tendencia a estudiar los parches o fragmentos de bosque en mayor detalle que la matriz. Los estudios sobre el efecto de borde son más numerosos (Piper y Catterall 2003) que los estudios en hábitats manejados por humanos, como los bosques de sucesión (Silva et al. 1996), o impactos de la vida silvestre sobre las plantaciones (Somers y Morris 2002). A pesar de ello, las investigaciones sobre la influencia de las características del fragmento —tales como la cobertura, densidad y riqueza de árboles— sobre la ocurrencia de especies en la matriz adyacente a los fragmentos de bosque todavía son escasas.

Los estudios sobre la relación aves-hábitat son importantes para entender los impactos humanos sobre la diversidad aviaria. Sin embargo, la colinearidad entre las variables explicatorias y la autocorrelación espacial pueden impedir la detección de factores claves en las relaciones ave-ambiente cuando se usa la aproximación tradicional de la regresión (Heikkinen et ál. 2004). La cobertura de dosel (vertical y horizontal), tamaño y forma del fragmento, diámetro a la altura del pecho de los árboles y la heterogeneidad del hábitat presentan una alta correlación con la riqueza y abundancia de las aves (Sekercioglu 2002, Martínez-Morales 2005). Además, las aves de bosque pueden declinar en un hábitat altamente heterogéneo como los parches extensos y abiertos (Dranzo 1998). Es posible que el número de nichos y/o el área de hábitat sustentable disponible para las aves de bosque sean maximizados en los valores intermedios de la heterogeneidad horizontal, donde existe una variada estructura del bosque, pero no en los fragmentos (Sekercioglu 2002).

Los ecosistemas son naturalmente fragmentados, pero la deforestación y fragmentación antropogénica ha sido severa durante el último siglo. Por lo tanto, resulta esencial identificar patrones de paisaje cítricos para la conservación de aves en ecosistemas con manejo silvopastoril. En ese sentido, para entender cómo las

características de los usos del suelo que existen en estos paisajes afectan la riqueza de especies de aves, se exploraron de 12 a 16 usos del suelo (hábitats) en tres agropaisajes de Nicaragua (Matiguás), Colombia (Río La Vieja) y Costa Rica (Esparza). Además, se analizó la respuesta de la riqueza de especies a las variables de hábitat en estos agropaisajes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Áreas de estudio

Matiguás se encuentra en el triángulo formado por las Reservas Naturales Sierra Quirragua, Cerro Musún y Fila Masigüe. El área está compuesta por la Comarca de Bulbul, del Municipio de Matiguás (12°50'N; 85°27'O), con una extensión de 1335 km², y la comarca de Paiwas, del Municipio de Río Blanco (12°50'N; 85°25'O), con una extensión de 700 km² (INIFOM 2006). Ambas comarcas pertenecen al Departamento de Matagalpa, Nicaragua. El área se encuentra en una zona de transición entre el bosque seco tropical y húmedo. La región de Matiguás es una de las zonas ganaderas claves en el centro de Nicaragua, donde se concentra la producción de ganado de doble propósito.

En Colombia, el sitio fue la cuenca media del río La Vieja, localizado en los departamentos de Valle del Cauca (Alcalá, Ulloa y la vereda Coloradas del municipio de Cartago) y Quindío (Armenia, Circasia, Montenegro, la Tebaida y Quimbaya). Esta área se conoce como la “zona cafetera”, y cubre altitudes entre los 900 y 1850 msnm. El paisaje de esta área ha sufrido modificaciones importantes en los últimos 10 años, fragmentando aún más los hábitats naturales existentes y, en algunos casos, degradándolos. Lo anterior ha generado extinciones locales o regionales de poblaciones, convirtiendo estos espacios en “desiertos biológicos” (Kattan et ál. 2002).

El sitio de estudio en Esparza, Costa Rica, se encuentra entre los cantones de Montes de Oro, Santiago y Esparza, provincia de Puntarenas, al noroeste de Costa Rica (09°59'N; 84°38'O; 50-900 msnm), y cubre una extensión aproximada de 432 km² (Chinchilla 1987). El área se encuentra en las zonas de vida de bosque subhúmedo tropical, bosque seco y bosque seco transición a bosque húmedo premontano (Obando 2002), con una temperatura promedio de 27 °C y una precipitación promedio de 3897 mm año⁻¹, con un período seco de diciembre a mayo (Chinchilla 1987). El paisaje está conformado por una matriz de pasturas, fragmentos de bosques secundarios, bosques riparios y charrales. Los bosques riparios son de escasa extensión y de

formas lineales, que en su mayoría no superan los 50 m de ancho. La actividad predominante en Esparza es la producción ganadera (carne y leche) y la diversidad arbórea estimada es de 186 especies, pertenecientes a 58 familias.

Selección de fincas y parcelas

La selección de parcelas de los usos de suelo se realizó con base en los mapas de usos de suelo del proyecto Enfoques silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas, ejecutado por el CATIE en Costa Rica, Nitlapán en Nicaragua y CIPAV en Colombia. Se seleccionaron al azar los usos del suelo con la ayuda de fotografías aéreas a escala 1:40000, imágenes de satélite

Quickbird (2003) y mapas elaborados en ArcSIG. En Nicaragua y Colombia se seleccionaron 12 usos del suelo, mientras que en Costa Rica se usaron 16. El número de parcelas por uso del suelo en cada paisaje fue mínimo (8 repeticiones); sin embargo, en Costa Rica algunos usos del suelo (banco forrajero y bosque primario) tuvieron entre 2 y 5 repeticiones. En Costa Rica se muestrearon 120 parcelas en 40 fincas; en Nicaragua, 123 parcelas, distribuidas en 41 fincas; y en Colombia 96 parcelas en 29 fincas. Con el fin de garantizar unidades homogéneas de paisaje, se seleccionaron usos del suelo con áreas mayores a 1 ha usando la clasificación empleada en el Proyecto (Chiple et ál. 2003, Murgueitio et ál. 2003, Cuadro 1).

Cuadro 1. Descripción de los usos del suelo considerados en el estudio en los tres paisajes evaluados

Uso del suelo	Definición
Pastura degradada	Pastura con una cobertura de menos del 50% de especies deseables. (esta definición no descarta la presencia de árboles en la pastura).
Plantación de frutales	Plantaciones de leñosas perennes o semiperennes frutales o cítricos.
Pastura natural sin árboles	Pastura dominada por especies nativas o naturalizadas de baja productividad. Ausencia de árboles y arbustos.
Pastura natural con baja densidad de árboles	Menos de 30 árboles ha ⁻¹ . Dominada por especies nativas o naturalizadas; los árboles existentes tienen un dap > a 5 cm y 2 m de altura.
Pastura natural con alta densidad de árboles	Pastura dominada por especies nativas o naturalizadas; más de 30 árboles ha ⁻¹ , dap > 5 cm y 2 m de altura.
Pastura mejorada sin árboles	Pastura dominada por especies mejoradas de alta productividad con cobertura mayor al 90%. Ausencia de árboles y de arbustos.
Pastura mejorada con baja densidad de árboles	Menos de 30 árboles ha ⁻¹ . Dominada por especies mejoradas de alta productividad; árboles con dap > 5 cm y 2 m de altura.
Pastura mejorada con alta densidad de árboles	Pastura dominada por especies mejoradas o introducidas de gran vigor y productividad; los árboles son maduros y con una densidad mayor a 30 árboles ha ⁻¹ , dap > 5 cm y 2 m de altura.
Cercas vivas podadas o manejadas	Cercas o cortinas de árboles que se podan periódicamente (al menos dos veces al año) para forraje, abono o postes vivos recién establecidos. La mayoría de las cercas vivas podadas están compuestas por <i>Bursera simaruba</i> (Burseraceae).
Cercas vivas multiestrato o permanentes	Cercas o cortinas de árboles en crecimiento libre de múltiples estratos o con al menos un estrato superior mínimo de 4 m de ancho, 4 m de alto ó 4 m de copa.
Banco forrajero para corte de leñosas	Plantaciones de <i>Cratylia argentea</i> con altura mínima de 4 m, en alta densidad (> 10.000 plantas ha ⁻¹).
Plantaciones maderables	Árboles maderables, sembrados en alta densidad (> de 500 árboles ha ⁻¹), como pochote (<i>Bombacopsis quinata</i>) y teca (<i>Tectona grandis</i>). Otras plantaciones son diversas e incluyen al menos tres especies nativas, naturales o introducidas sembradas en alta densidad.
Tacotal o sucesión vegetal	Vegetación nativa en sucesión natural con menos de 5 m de altura.
Bosque ripario	Vegetación natural de distintos estratos a la orilla de ríos o cuerpos de agua, como microcuencas de cualquier tamaño, con un ancho mínimo de 4 m.
Bosque secundario intervenido	Bosque nativo intervenido con más de 10 m ² de área basal.
Bosque primario	Bosque nativo sin intervención en los últimos 30 años; más de 80% de cobertura. Alta diversidad.
Sistema silvopastoril intensivo	Pasturas mejoradas de alta productividad asociadas con arbustos forrajeros en alta densidad; mínimo 5000 arbustos ha ⁻¹ .
Bosque o plantación de guadua o bambú	Bosque o plantación homogénea o mixta de guadua u otros bambúes.
Plantación de semiperennes	Plantaciones de plátano o plantaciones de café sin sombrío.



Tucancito esmeralda (*Aulacorhynchus haematopygus*) en El Quindío, Colombia (foto: Stefano Pagiola)

Todos los usos descritos en el Cuadro 1 se encuentran en los tres países, excepto cercas vivas podadas o manejadas, bancos forrajeros para corte de leñosas y plantaciones maderables (solo en Costa Rica), bosque secundario intervenido (en Nicaragua), y sistemas silvopastoriles intensivos, bosque o plantación de guadua o bambú y plantaciones de semiperennes (solamente en Colombia).

Recolección de datos de aves

El conteo de aves se realizó mediante el método de puntos de conteo (Reynolds et ál. 1980). Los puntos fueron

ubicados con un GPS en el centro de cada parcela (uso de suelo) y tuvieron un radio de 25 m. En cada punto de conteo se registraron las aves presentes en el área. El registro de aves fue visual y se realizó entre las 6:00 y 10:00 h, comenzando cinco minutos después de llegar a la parcela para disminuir el efecto de perturbación. El período de observación fue de 10 minutos por uso de suelo, y se anotó la especie, el número de individuos y el estatus de cada especie (residente o migratoria). La identificación de las especies y su estatus se realizó con ayuda de la *Guía de las Aves de Colombia* y la *Guía de Aves de Costa Rica* (Hilty y Brown 2001, Stiles y Skutch 2003). Se realizaron tres visitas por parcela entre el 2003 y 2004.

Estructura de la vegetación

La caracterización de la vegetación se realizó durante la época lluviosa, siguiendo los métodos sugeridos por Schemske y Brokaw (1981) y Chipley et ál. (2003). En cada parcela de conteo de aves se ubicaron las parcelas de vegetación, cuyo centro se localizó a más de 25 m del límite del uso de suelo. A partir del centro, se extendieron dos cuerdas de 14,1 m marcadas cada 5 m y orientadas hacia los cuatro puntos cardinales, formando una cruz (que encierra un cuadrado de 20 m x 20 m) para realizar las mediciones. Se contaron todos los árboles de la parcela y a cada uno de ellos se le asignó una categoría de acuerdo con su diámetro a la altura del pecho (dap), usando una regla graduada en ocho categorías: S (3-8 cm), A (5-15 cm), B (15-23 cm), C (23-38 cm), D (38-56 cm), E (53-69 cm), F (69-84 cm) y G (>84 cm). Se registró la altura de los árboles usando un clinómetro; en el caso de los bosques, se promedió la altura de los ocho árboles más altos. Los arbustos se midieron caminando a lo largo de las cuerdas con los brazos extendidos (1,5 m) desde el centro hacia los puntos cardinales y contando los individuos con diámetro menor a 3 cm que fueron tocados por los brazos o el cuerpo al nivel del pecho. Los arbustos fueron considerados dentro de la primera categoría de dap.

En cada marca (estación) de las cuerdas de 14,1 m se estimó la cobertura del suelo usando un tubo ocular reticulado. En cada estación (20 en total), se registró la cobertura del suelo como presente (+) o ausente (-) y se estimó la cobertura del dosel con un densitómetro esférico convexo. La altura de la vegetación se estimó mediante el empleo una vara graduada en intervalos de 25 cm para el primer metro, de 50 cm para las alturas de 1-3 m, y las graduaciones siguientes fueron 3-4, 4-6, 6-8, 8-10, 10-12, 12-15, 15-20 y 20-30 m. En la práctica, la cobertura a alturas superiores a 6 m se estimó a simple vista.

Análisis de datos

Para las aves y la vegetación, se agruparon los conteos de los tres períodos para obtener un valor único de la riqueza⁵ por uso del suelo, bajo el supuesto de que los tres períodos cubren un ciclo anual. Se comparó la riqueza de aves entre los distintos usos del suelo usando un análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis para datos sin distribución normal y paramétrico para datos normales (Sokal y Rohlf 1995). El grado de similitud entre los usos del suelo y las especies asociadas a un determinado uso del suelo se estimaron mediante el análisis de escalonamiento multidimensional no paramétrico (NMS, siglas en inglés de *Non-metric Multidimensional Scaling*), el cual mide el grado de disimilitud entre dos entidades, usando el programa PC-ORD (McCane y Mefford 1999). Se usó el índice de similitud de Jaccard con el análisis de NMS.

Para la selección de variables de hábitat (usos del suelo), se usó un análisis de gradiente para determinar la variación de la riqueza de especies de aves a lo largo del gradiente de usos del suelo. Primero, se realizó un análisis de correspondencia rectificado (*Detrended Correspondence Analysis*, DCA) con variables previamente estandarizadas; el mayor valor del primer Eje X permitió elegir el tipo de análisis siguiente, lineal (longitud del eje < 3) y unimodal (longitud del eje > 4) y para valores intermedios. Se usó un análisis de correspondencia canónico (CCA, Ter Braak y Smilauer 2002) cuando la respuesta de las variables fue unimodal; y cuando las variables tuvieron una respuesta lineal se usó un análisis de redundancia (RDA). Posteriormente, se seleccionó la variable que mejor explicó la riqueza de aves usando un modelo de regresión paso a paso hacia delante (*stepwise forward*) y probando la significancia de la selección mediante permutaciones de Montecarlo con pruebas de *F*. El criterio para mantener una variable dentro el modelo fue de $p < 0,05$ y para retirarla $p > 0,10$. Con las variables seleccionadas (regresoras), se realizó un ajuste usando un modelo lineal generalizado (GLM) y el número de especies de aves como variable dependiente; de esta manera, se pudo determinar en algunos casos el óptimo de esta variable, el cual a su vez produjo un óptimo de riqueza de aves. Se usó el criterio de Akaike (AIC, *Akaike Information Criterion*) y valores de *F* para el mejor ajuste del modelo. La mejor variable fue la que tuvo el menor valor de AIC y un valor *F* significativo. Los análisis se realizaron utilizando los programas CANOCO 4.5 para Windows (Ter Braak y Smilauer 2002) y PC-ORD (McCane y Mefford 1999).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El número total de especies de aves en la zona de Esparza fue de 111 (Figura 1a), en Matiguás de 154 (Figura 1b) y en Río La Vieja 170 (Figura 1c). En Esparza, el 60,5% de las especies encontradas necesitan fragmentos de bosques para sobrevivir; un 33,2% depende de la cobertura boscosa y un 6,3% tiene poblaciones reducidas (Stiles 1985). En Matiguás, las proporciones fueron 64, 4 y 10%, respectivamente. En el Río La Vieja, el 11% de las aves dependen de bosque y al menos un 54% dependen de fragmentos. Se encontraron diferencias significativas entre los usos del suelo para la variable riqueza de aves en Esparza ($p = 0,004$), Matiguás ($p = 0,0001$) y Río La Vieja ($p = 0,0003$).

El número elevado de especies de aves registrado en este estudio es semejante a lo reportado en usos del suelo similares en agropaisajes en otros lugares. En un paisaje ganadero de bosque seco en Cañas (Costa Rica), se encontró un total de 80 especies pertenecientes a 29 familias, siendo las pasturas con alta densidad de árboles, tacotales o charrales y las cercas vivas permanentes los que albergan el mayor número de especies (45, 45 y 42, respectivamente) y, de éstas, cerca del 40% de las especies dependen del bosque o fragmentos de bosques para su supervivencia (Cárdenas et ál. 2003). Lang et ál. (2003) registraron 81 especies de aves en cercas vivas en una zona ganadera del atlántico de Costa Rica; 47 de estas especies se registraron en cercas vivas complejas. De igual manera, en otro agropaisaje de Nicaragua con condiciones bioclimáticas similares a las de Esparza, Vílchez et ál. (2004) encontraron 83 especies de aves, de las cuales el 58% se localizó en bosque secundario, 51% en charrales y 48% en cercas vivas y pasturas con alta densidad de árboles. En estos estudios se evidencia la importancia de los sistemas silvopastoriles —como cercas vivas y pasturas arboladas— en la conservación de la avifauna, ya que albergan un número de especies semejante a los remanentes de bosque secundario y ripario inmersos en la matriz ganadera.

El análisis de disimilitud (NMS) para el paisaje de Nicaragua separó dos grupos de especies de aves. El primer grupo estuvo compuesto por aves que solo se registraron en los remanentes de bosques primarios, como el tucán pico arcoiris (*Ramphastos sulphuratos*), mozotillo (*Euphonia gouldi*), colibrí (*Phaetornis superciliosus*), piranga (*Piranga rubra*), *Habia fuscicauda*, *Caryothraustes poliogaster*, *Myrmornis torquata*, reinita (*Mniotilta varia*), jilguero (*Turdus assimilis*) y

⁵ La riqueza es el número de especies en cada uso del suelo.

trepatroncos (*Dendrocincla homochroa*). El segundo grupo estuvo constituido por aves que se encuentran en todos los demás hábitats (Figura 2a). En el paisaje de Colombia se aprecian tres grupos de aves: el primero está compuesto por 17 especies asociadas a bosques secundarios y charrales; el segundo muestra 13 especies asociadas a bosques secundarios, cultivos de café y cercas vivas multiestratos; y el tercer grupo por el resto de aves y hábitats (Figura 2b). Para Costa Rica no se encontró una asociación clara entre especies y usos del suelo específicos, lo que sugiere que todas las aves de este paisaje utilizan casi todos los usos del suelo (Figura 2c).

El NMS mostró los patrones esperados para Nicaragua y Colombia, donde existió una separación entre las coberturas boscosas (bosques primario, secundario y charrales) y el resto de los usos del suelo. En el caso de Costa Rica, no se encontró un patrón muy claro de disimilaridad, lo cual evidencia que la mayoría de las especies están aprovechando muchos usos del suelo, incluyendo los manejados por los productores (pasturas y cercas vivas). Enríquez (2005) encontró que los usos

del suelo en el mismo paisaje estudiado compartían un gran número de especies (> 50%), exceptuando el bosque primario. Cárdenas et ál. (2003) no encontraron una separación clara entre los diferentes usos del suelo y la riqueza de especies en Cañas, Costa Rica. De la misma forma, Vílchez et ál. (2004) encontraron mucha similitud en la composición de aves en los diferentes usos del suelo en un agropaisaje de Nicaragua. Es posible que la diferencia marcada entre Costa Rica y Colombia en el grado de similitud de las especies se deba a que existe una mayor cantidad de sistemas silvopastoriles (cercas vivas y árboles en potreros) en Costa Rica, los cuales son muy utilizados por las aves. Lo contrario ocurre en Colombia, cuyas fincas son más tecnificadas y presentan menos sistemas silvopastoriles, y las aves se ven obligadas a permanecer en los remanentes de bosque o cultivos permanentes (café).

Se identificó a la cobertura del dosel ($p < 0,001$; AIC = 42,756) y la riqueza de la vegetación ($p < 0,001$; AIC = 46,91) como los usos con el mayor grado de explicación de la riqueza de especies en Esparza, Costa Rica

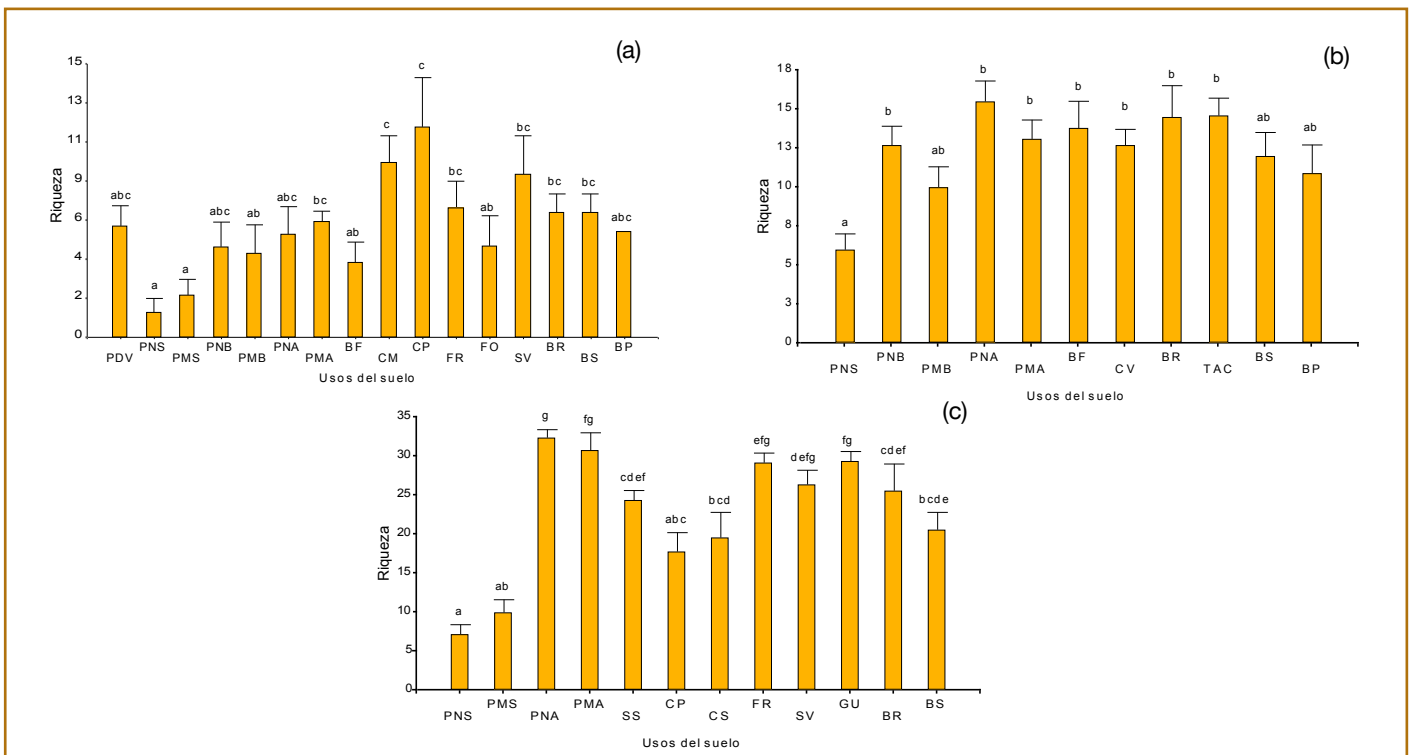
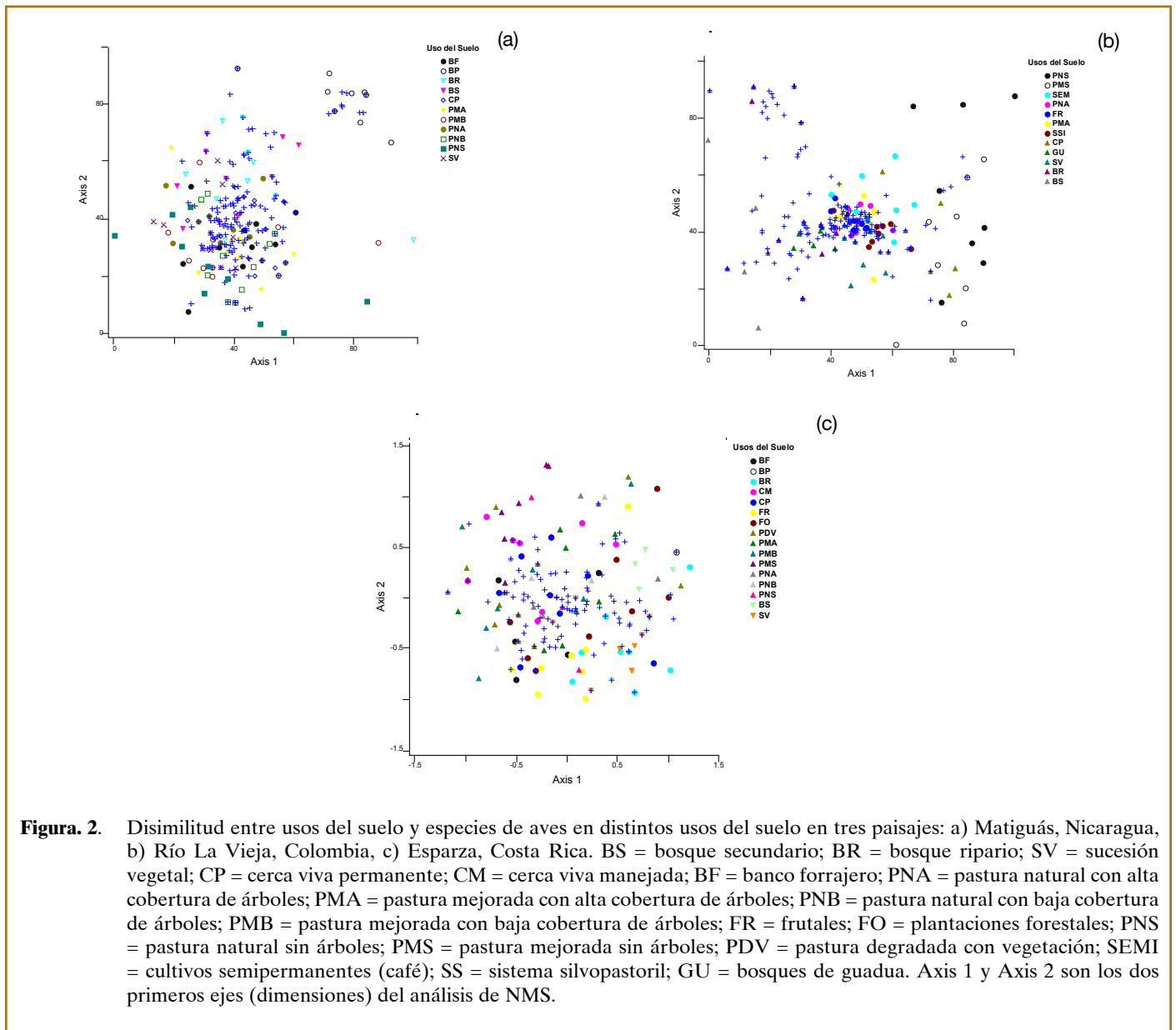


Figura 1. Riqueza de especies de aves en distintos usos del suelo en tres paisajes: a) Esparza, Costa Rica, b) Matiguás, Nicaragua, c) Río La Vieja, Colombia. BS = bosque secundario; BR = bosque ripario; SV = sucesión vegetal; CP = cerca viva permanente; CM = cerca viva manejada; BF = banco forrajero; PNA = pastura natural con alta cobertura de árboles; PMA = pastura mejorada con alta cobertura de árboles; PNB = pastura natural con baja cobertura de árboles; PMB = pastura mejorada con baja cobertura de árboles; FR = frutales; FO = plantaciones forestales; PNS = pastura natural sin árboles; PMS = pastura mejorada sin árboles; PDV = pastura degradada con vegetación; SEMI = cultivos semipermanentes (café); SS = sistema silvopastoril; GU = bosques de guadua. Las letras distintas sobre las barras indican diferencias entre los usos del suelo según Kruskal-Wallis ($p < 0,05$).



(Figura 3). Se encontró una alta correlación entre la riqueza de especies de aves y la riqueza y cobertura de la vegetación (Figura 4). La cobertura del dosel tiene un óptimo de 68,2%, produciendo un óptimo de 42,0 especies de aves ($p = 0,005$; AIC = 71,9), mientras que para la riqueza-vegetación el óptimo es 11,6, el cual da un óptimo de 46,6 especies de aves ($p = 0,0001$; AIC = 80,3). En ambos casos el modelo fue cuadrático. La cobertura del dosel fue la variable que explicó la riqueza de aves en el paisaje de Matiguás. Sin embargo, hay otras variables —como la densidad de arbustos y la altura de dosel (no significativas)— que podrían tener alguna influencia en la riqueza aviar (Figura 5). La respuesta de la riqueza de aves a la cobertura del dosel sigue también una trayectoria cuadrática, cuyo modelo fue significativo

($p = 0,001$; AIC = 970,8), y genera un óptimo de cobertura del 62%, para un óptimo de 65 especies de aves (Figura 6). En Colombia, el análisis de correspondencia canónica destacó dos variables: la cobertura del dosel ($p = 0,003$; AIC = 388,2) y la densidad de árboles ($p = 0,01$; AIC = 267,1; Figura 7). Sin embargo, la respuesta de la riqueza de aves al incremento en la densidad de árboles fue lineal y significativa (Figura 8). A diferencia del mismo modelo para Costa Rica, en Colombia la respuesta no es clara, aunque se mantiene la tendencia de incremento en la riqueza de aves con aumentos en la cobertura del dosel y densidad de árboles.

Los resultados de este estudio indican que en estos agro-paisajes la cobertura es la variable más determinante de

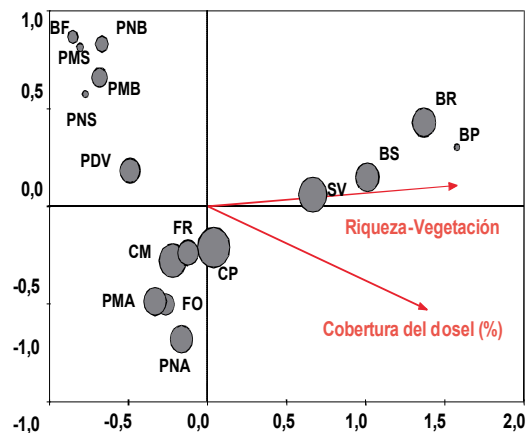


Figura 3. Análisis de correspondencia canónica para datos de aves de Esparza, Costa Rica. Los círculos son los distintos usos del suelo y su tamaño indica la magnitud de la riqueza de aves. Círculos grandes representan mayor riqueza. Las flechas son las variables que explican riqueza de aves. BS = bosque secundario; BR = bosque ripario; SV = sucesión vegetal; CP = cerca viva permanente; CM: cerca viva manejada; BF = banco forrajero; PNA = pastura natural con alta cobertura de árboles; PMA = pastura mejorada con alta cobertura de árboles; PNB = pastura natural con baja cobertura de árboles; PMB = pastura mejorada con baja cobertura de árboles; FR = frutales; FO = plantaciones forestales; PNS = pastura natural sin árboles; PMS = pastura mejorada sin árboles; PDV = pastura degradada con vegetación; SEMI = cultivos semipermanentes (café); SS = sistema silvopastoril; GU = bosques de guadua.

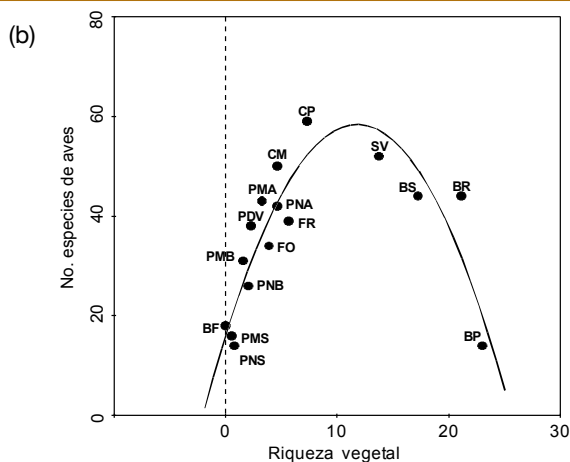
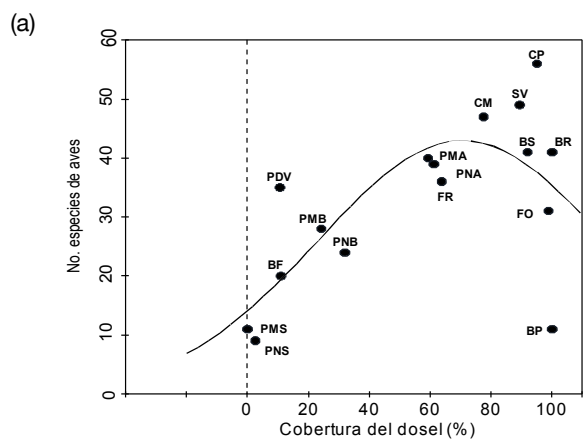


Figura 4. Respuesta de la riqueza de aves a a) cobertura del dosel y b) riqueza de la vegetación en Esparza, Costa Rica. BS = bosque secundario; BR = bosque ripario; SV = sucesión vegetal; CP = cerca viva permanente; CM = cerca viva manejada; BF = banco forrajero; PNA = pastura natural con alta cobertura de árboles; PMA = pastura mejorada con alta cobertura de árboles; PNB = pastura natural con baja cobertura de árboles; PMB = pastura mejorada con baja cobertura de árboles; FR = frutales; FO = plantaciones forestales; PNS = pastura natural sin árboles; PMS = pastura mejorada sin árboles; PDV = pastura degradada con vegetación; SEMI = cultivos semipermanentes (café); SS = sistema silvopastoril; GU = bosques de guadua.

la riqueza de especies de aves. Bishop y Myers (2005) encontraron que el porcentaje de cobertura fue una de las características del hábitat que influyó en la riqueza de gremios de aves en agropaisajes en zonas templadas. Por otro lado, Heikkinen et al. (2004) reportan que el porcentaje de cierre de dosel y el índice horizontal de dap mostraron correlaciones significativas con la riqueza y abundancia de aves. Otra variable no evaluada en este estudio, la heterogeneidad horizontal, es muy relevante,

ya que es posible que el número de nichos y/o el área de hábitat sustentable disponible para las especies de aves de bosque sean maximizados por la heterogeneidad horizontal pero que no está presente en parches abiertos (Sekercioglu 2002). Por tal razón, los remanentes de bosques en agropaisajes pueden ser fundamentales para mantener la avifauna de estos ecosistemas, porque proveen recursos para anidación y forrajeo distintos de las áreas localmente abiertas y homogéneas.

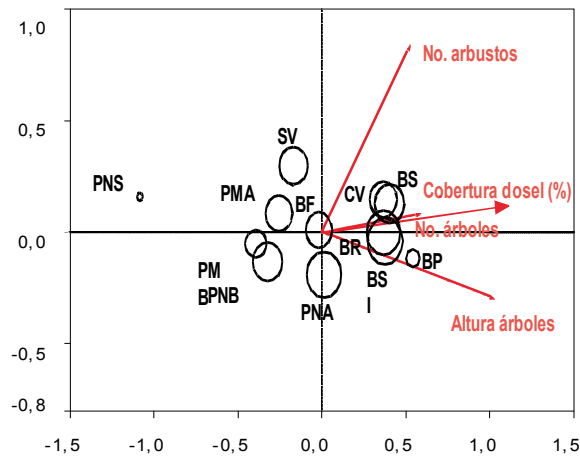


Figura 5. Análisis de correspondencia canónica para datos de aves de Matiguás, Nicaragua. Los círculos son los distintos usos del suelo y su tamaño indica la magnitud de la riqueza de aves. Círculos grandes representan mayor riqueza. Las flechas son las variables que explican riqueza de aves. BS = bosque secundario; BR = bosque ripario; SV = sucesión vegetal; CP = cerca viva permanente; CM = cerca viva manejada; BF = banco forrajero; PNA = pastura natural con alta cobertura de árboles; PMA = pastura mejorada con alta cobertura de árboles; PNB = pastura natural con baja cobertura de árboles; PMB = pastura mejorada con baja cobertura de árboles; FR = frutales; FO = plantaciones forestales; PNS = pastura natural sin árboles; PMS = pastura mejorada sin árboles; PDV = pastura degradada con vegetación; SEMI = cultivos semipermanentes (café); SS = sistema silvopastoril; GU = bosques de guadua.

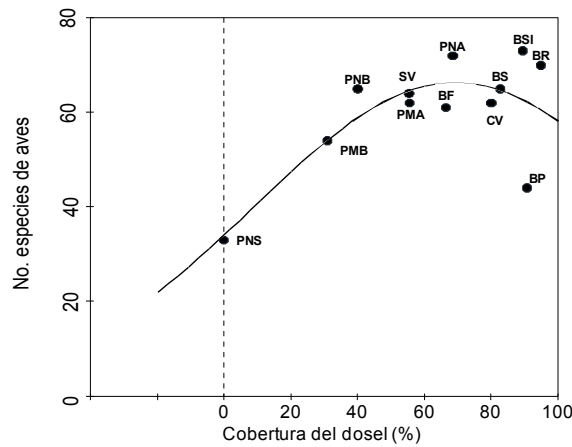


Figura 6. Respuesta de la riqueza de aves a la variable cobertura arbórea del dosel en Matiguás, Nicaragua. BS = bosque secundario; BR = bosque ripario; SV = sucesión vegetal; CP = cerca viva permanente; CM = cerca viva manejada; BF = banco forrajero; PNA = pastura natural con alta cobertura de árboles; PMA = pastura mejorada con alta cobertura de árboles; PNB = pastura natural con baja cobertura de árboles; PMB = pastura mejorada con baja cobertura de árboles; FR = frutales; FO = plantaciones forestales; PNS = pastura natural sin árboles; PMS = pastura mejorada sin árboles; PDV = pastura degradada con vegetación; SEMI = cultivos semipermanentes (café); SS = sistema silvopastoril; GU = bosques de guadua.

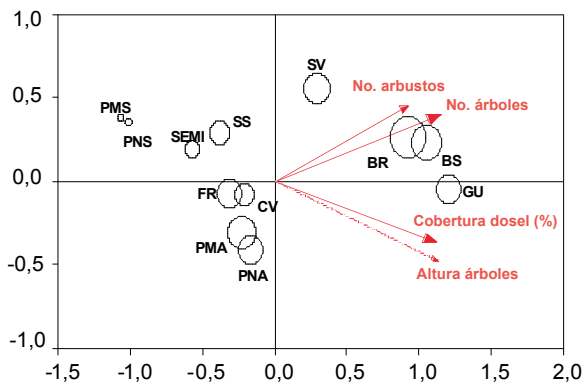


Figura 7. Análisis de correspondencia canónica para datos de aves del Río La Vieja, Colombia. Los círculos son los distintos usos del suelo y su tamaño indica la magnitud de la riqueza de aves. Círculos grandes representan mayor riqueza. Las flechas son las variables que explican riqueza de aves. BS = bosque secundario; BR = bosque ripario; SV = sucesión vegetal; CP = cerca viva permanente; CM = cerca viva manejada; BF = banco forrajero; PNA = pastura natural con alta cobertura de árboles; PMA = pastura mejorada con alta cobertura de árboles; PNB = pastura natural con baja cobertura de árboles; PMB = pastura mejorada con baja cobertura de árboles; FR = frutales; FO = plantaciones forestales; PNS = pastura natural sin árboles; PMS = pastura mejorada sin árboles; PDV = pastura degradada con vegetación; SEMI = cultivos semipermanentes (café); SS = sistema silvopastoril; GU = bosques de guadua.

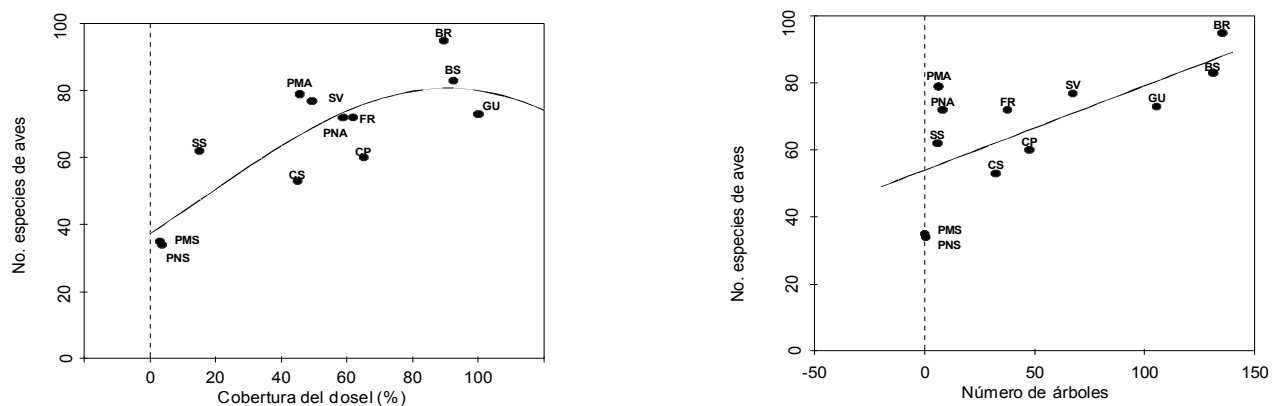


Figura 8. Respuesta de la riqueza de aves a cambios en a) la cobertura del dosel y b) densidad de árboles en río La Vieja, Colombia. BS = bosque secundario; BR = bosque ripario; SV = sucesión vegetal; CP = cerca viva permanente; CM = cerca viva manejada; BF = banco forrajero; PNA = pastura natural con alta cobertura de árboles; PMA = pastura mejorada con alta cobertura de árboles; PNB = pastura natural con baja cobertura de árboles; PMB = pastura mejorada con baja cobertura de árboles; FR = frutales; FO = plantaciones forestales; PNS = pastura natural sin árboles; PMS = pastura mejorada sin árboles; PDV = pastura degradada con vegetación; SEMI = cultivos semipermanentes (café); SS = sistema silvopastoril; GU = bosques de guadua.

El bajo número relativo de especies de aves de bosque encontradas en este estudio puede ser un efecto de la alta heterogeneidad y fragmentación de estos agropaisajes. Dranzoa (1998) señala lo anterior porque las aves dependientes de bosque declinaron en el hábitat altamente heterogéneo, donde los parches de bosque están muy espaciados y con una matriz homogénea (ejemplo, pastos), ocasionando que las aves de bosque eviten viajar entre parches muy separados. Por esta razón, los sistemas silvopastoriles pueden aumentar la conectividad

en estos agropaisajes. El uso de una matriz silvopastoril puede compensar en alguna medida los efectos de la fragmentación, brindando recursos y funciones como alimento, anidación, movimiento de las aves y disminuyendo el riesgo de depredación.

CONCLUSIONES

Los ecosistemas manejados por los seres humanos guardan una cantidad importante de la avifauna original. También es evidente que algunos usos del suelo

creados y manejados por los productores (cercas vivas, pasturas arboladas y frutales) están cumpliendo un papel importante en el mantenimiento de la comunidad de aves. Esto sugiere que hay que conducir estudios más detallados que nos permitan conocer por qué las aves usan estas coberturas arbóreas creadas por el ser humano.



Pinzón piquinaranja (*Arremon aurantirostris*) en Esparza, Costa Rica (foto: Joel Sáenz)

AGRADECIMENTOS

A Carolina Orozco por apoyo en el manejo de base de datos, Marco Otárola por la identificación de especies de árboles, J.P. Carvajal y R. Menacho por el apoyo en la recolección de datos y por los datos de aves durante la primera etapa del proyecto. A American Bird Conservation por financiar la investigación a través de los fondos del Global Environmental Fund (GEF). Al Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre de la Universidad Nacional, Costa Rica, por el apoyo logístico y académico.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Bishop, JA; Myers, WL. 2005. Associations between avian functional guild response and regional landscape properties for conservation planning. *Ecological Indicators* 5:33-48.
- Cárdenas, G; Harvey, C; Ibrahim, M; Finegan, B. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10: (39-40): 78-85.
- Chinchilla, E. 1987. Atlas Cantonal de Costa Rica. Instituto de Fomento y Asesoría Mpal, IFAm, 1 ed. San José, CR, Imprenta Nacional de Costa Rica. 392 p.
- Chiple, R; Wallace, G; Naranjo, LG. 2003. Manual para el Monitoreo de Biodiversidad. Washington, DC, American Bird Conservancy. 42 p.
- Daily, GC; Ehrlich, PR; Sánchez-Azofeifa, GA. 2001. Countryside biogeography: utilization of human-dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecol. Applications* 11: 1-13.
- Dranzo, C. 1998. The avifauna 23 years after logging in Kibale National Park, Uganda. *Biodiversity and Conservation* 7: 777-797.
- Enríquez, M. 2005. Impacto de la cobertura arbórea sobre las comunidades de aves en un agropaisaje del Pacífico Central de Costa Rica. Tesis de Maestría. Heredia, CR, Universidad Nacional, Instituto Internacional en Manejo y Conservación de Vida Silvestre. 118 p.
- Heikkinen, RK; Luoto, M; Virkkala, R; Rainio, K. 2004. Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *Journal of Applied Ecology* 41: 824-835.
- Hilty, SL; Brown, WL. 2001. Guía de las Aves de Colombia. Traducción Álvarez-López, H. Cali, CO, American Bird Conservancy. 467 p.
- INIFOM (Instituto Nicaragüense de Fomento Municipal, NI). 2006. Caracterizaciones. Consultado 26 jun 2006. Disponible en <http://www.inifom.gob.ni/>
- Kattan, G; Hernández, OL; Rojas, V; Trujillo, A; Murcia, C. 2002. Diseño de un sistema regional de áreas protegidas para el Eje Cafetero - SIRAP- Informe Final Campaña 1: Análisis de Representatividad. Fundación EcoAndina/Programa de Wildlife Conservation Society, World Wildlife Fund-Colombia. 80 p.
- Lang, I; Gormley, LHL; Harvey, CA; Sinclair, FL. 2003. Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40): 86-92.
- Lawton, JH; May, RM. 1995. *Extinction Rates*. Oxford, UK, Oxford University. 127 p.
- Martínez-Morales, MA. 2005. Landscape patterns influencing bird assemblages in a fragmented neotropical cloud forest. *Biological Conservation* 121: 117-126
- McCane, B; Mefford, MJ. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecology Data, Version 4. Estados Unidos, MjM Software Design. 237 p.
- Murgueitio, E; Ibrahim, M; Ramírez, E; Zapata, A; Mejía, CE; Casasola, F. 2003. Usos de la tierra en fincas ganaderas: Guía para el pago de servicios ambientales en el proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas. Fundación CIPAV, CATIE, UCA-NITLAPAN. Medellín, CO, Apotema. 97 p.
- Obando, V. 2002. Biodiversidad en Costa Rica - Estado del conocimiento y gestión. 1 ed. Santo Domingo de Heredia, CR, Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio) y Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). 250 p.
- Petit, DR; Lynch, JF; Hutto, RL; Blake, JG; Waide, RB. 1995. Habitat use and conservation in the Neotropics. In Martin, TE; Finch, DM. eds. *Ecology and management of Neotropical migratory birds: a synthesis and review of critical issues*. Nueva York, Oxford University Press. p. 145-197.
- Piper, SC; Catterall, CP. 2003. A particular case and a general pattern: hyper-aggressive behaviour by one species may mediate avifaunal decreases in fragmented Australian forests. *Oikos* 101: 602-624.
- Reynolds, RT; Scott, JM; Nussbaum, RA. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor* 82: 309-313.
- Schemske, DW; Brokaw, N. 1981. Treefalls and the distribution of understory birds in a tropical forest. *Ecology* 62: 938-945.
- Sekercioglu, C. 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation* 107: 229-240.

- Silva, JMC; Uhl, C; Murray, G. 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned amazonian pastures. *Conservation Biology* 10: 491-503.
- Somers, CM; Morris, RD. 2002. Birds and wine grapes: foraging activity causes small-scale damage patterns in single vineyards. *Journal of Applied Ecology* 39: 511-523.
- Sokal, R; Rohlf, J. 1995. *Biometry*. Nueva York, W.H. Freeman and Company. 887 p.
- Stiles, FG. 1985. Conservation of forest birds in Costa Rica: problems and perspectives. *In* Diamond, AW; Lovejoy, TE. eds. *Conservation of Tropical Forest Birds*. International Council for Bird Preservation. Norwich, Page Bros. p. 141-168. (Technical Publication No. 4).
- Stiles, G; Skutch, A. 2003. *Gruía de aves de Costa Rica*. Trad. L. Roselli. 3 ed. Sto. Domingo de Heredia, CR, INBIO. 680 p.
- Ter Braak, CJF; Smilauer, P. 2002. *CANOCO Reference Manual and Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5)*. Wageningen, NE, Wageningen University and Research Centre. 499 p.
- Vílchez, S; Harvey, C; Sánchez, D; Medina, A; Hernández, B. 2004. Diversidad de aves en un paisaje fragmentado de bosque seco en Rivas, Nicaragua. *Encuentro* 68:24-48.

Avances de Investigación

Riqueza, abundancia y diversidad de aves y su relación con la cobertura arbórea en un agropaisaje dominado por la ganadería en el trópico subhúmedo de Costa Rica¹

Martha L. Enríquez-Lenis²; Joel C. Sáenz²; Muhammad Ibrahim³

Palabras claves: fincas ganaderas; fragmentación; sistemas silvopastoriles; usos de la tierra.

RESUMEN

En Centroamérica, el establecimiento de pasturas se ha convertido en una de las principales causas de la deforestación, originando paisajes fragmentados con parches de bosque, pasturas y cultivos agrícolas. La transformación del paisaje ha modificado las poblaciones de aves y su composición. Por lo tanto, es importante establecer rangos de cobertura arbórea a nivel de fincas y agropaisajes dominados por ganadería que contribuyan con la conservación de la fauna aviar. Se caracterizó la comunidad de aves y la vegetación en 12 fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica, para evaluar la relación entre la riqueza, abundancia y diversidad de aves y la cobertura vegetal del paisaje. Se identificaron los sistemas de usos de la tierra existentes en cada finca y en el centro de éstos se ubicaron puntos de conteo de aves. El muestreo de la vegetación se realizó en el mismo sitio del muestreo de aves. Además, se midieron la cobertura de dosel y el volumen de vegetación hasta una altura de 3 m. Se registraron 1901 individuos de 113 especies de aves, 31 familias y 9 géneros. La diversidad gama de aves fue de 126 especies según el modelo de Clench, con un esfuerzo de muestreo del 90%. Las especies residentes abundantes fueron *Crotophaga sulcirostris* (Tijo) y *Melanerpes hoffmannii* (Carpintero de Hoffmann), y las migratorias *Dendroica petechia* (Reinita amarilla) e *Icterus galbula* (Bolsero norteño). La diversidad vegetal (Shannon) explicó la riqueza ($R^2 = 0,66$; $p < 0,05$), abundancia ($R^2 = 0,49$; $p < 0,05$) y diversidad de aves ($R^2 = 0,63$; $p < 0,05$). A escala de finca, la cantidad fragmentos de bosque (% de cobertura) y la heterogeneidad de usos de la tierra influyeron sobre la diversidad ($R^2 = 0,70$; $p < 0,05$) y riqueza ($R^2 = 0,48$; $p < 0,05$) de aves, pero no se encontró relación entre el porcentaje de bosques aledaños a las fincas y su avifauna. La presencia de aves dependientes de fragmentos de bosque estuvo relacionada con el área de bosques en las fincas. Este estudio destaca la importancia de los fragmentos de bosque y la cobertura arbórea de las fincas para la conservación de las aves. Se sugiere que en los planes de manejo de las fincas se promueva la implementación de los sistemas silvopastoriles y se procure mantener los fragmentos de bosque.

Richness, abundance and diversity of birds and their relationship

with tree cover in an agricultural landscape dominated by cattle in the sub-humid tropics of Costa Rica

Keywords: cattle farms; fragmentation; land uses; silvopastoral systems.

ABSTRACT

In Central America, the establishment of pastures has become one of the main reasons driving deforestation, originating fragmented landscapes with forest patches, pastures, and crops. Landscape transformation has modified bird populations and their composition. Therefore, it is important to establish the tree cover range at both farm and agricultural landscapes level that will contribute to bird conservation. The community of birds and vegetation of 12 livestock farms in Esparza, Costa Rica, were characterised in order to evaluate the relationship between abundance, richness and diversity of birds and plant cover in this landscape. Land uses were identified in each farm and a counting point was established at the center of each system to count the birds, and vegetation was sampled in these same plots. Tree canopy cover and vegetation volume were also estimated. A total of 1901 birds from 113 species belonging to 31 families and 9 genera were recorded. The gamma diversity predicted by Clench's model was of 126 species with a sampling effort of 90%. The most abundant resident species were *Crotophaga sulcirostris* (Smooth-billed Ani) and *Melanerpes hoffmannii* (Hoffmann's woodpecker), and the most abundant migratory species were *Dendroica petechia* (Yellow warbler) and *Icterus galbula* (Northern oriole). Plant diversity (Shannon index) explained bird richness ($R^2 = 0.66$; $p < 0.05$), abundance ($R^2 = 0.49$; $p < 0.05$) and diversity ($R^2 = 0.48$; $p < 0.05$). At farm scale, forest cover (%) and land use diversity and heterogeneity influenced bird diversity ($R^2 = 0.70$; $p < 0.05$) and richness ($R^2 = 0.48$; $p < 0.05$); however, no relationship was found between the area of surrounding forests and the avifauna. The presence of forest-dependent birds was directly related to the area of remnant forest patches ($R^2 = 0.57$; $p < 0,05$). This study shows the importance of forest fragments and tree cover for bird conservation. Its results suggest that the implementation of silvopastoral systems and the conservation of forest fragments will strongly contribute to enhancing bird diversity in these agroecosystems.

¹ Basado en Enríquez, ML. 2005. Riqueza, abundancia y diversidad de aves y su relación con la cobertura arbórea en un agropaisaje de Esparza, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Heredia, CR, UNA. Correo electrónico: maluenriquez@yahoo.com

² Instituto Internacional de Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional, Costa Rica. Correo electrónico: jsaenz@una.ac.cr

³ Grupo Ganadería y Manejo del Medio Ambiente, CATIE, Costa Rica. Correo electrónico: mibrahim@catie.ac.cr

INTRODUCCIÓN

En Centroamérica, el establecimiento de pasturas se ha convertido en una de las principales causas de la deforestación (Harvey et ál. 2004). Durante los últimos 40 años, el área de pasturas ha aumentado de 3,5 a 9,5 millones de hectáreas, produciendo la fragmentación y pérdida de bosques y generando paisajes con pasturas y cultivos agrícolas (Kaimowitz 2001). La transformación de bosques a pastizales ha afectado las comunidades originales de aves, modificando su composición y reduciendo sus poblaciones (Laurence y Bierregaard 1997). De igual manera, los gremios de aves son afectados diferencialmente por la fragmentación y el aislamiento de los bosques (Keyser et ál. 1998). Las aves rapaces de bosque, las insectívoras terrestres y las frugívoras grandes son más propensas a la extinción, mientras que las nectarívoras, granívoras, frugívoras pequeñas e insectívoras son más flexibles a los cambios en el paisaje (Wilson et ál. 1999).

Los sistemas silvopastoriles han resultado ser una herramienta útil para conservar la biodiversidad en fincas ganaderas, porque combinan el manejo de árboles y pasturas con la producción, y pueden cumplir diferentes funciones y proveer múltiples servicios. Por ejemplo, ayudan a incrementar la productividad mientras protegen la biodiversidad y favorecen la diversificación de la finca (Cordero y Boshier 2003). Las cercas vivas y los árboles en potreros manejados apropiadamente tienen un gran potencial para mantener la biodiversidad, porque actúan como conectores del paisaje y proveen diferentes recursos a las aves (Greenberg et ál. 1997a). Muchos estudios han demostrado que la riqueza y diversidad de aves se incrementa con aumentos en la heterogeneidad vegetal. En sistemas silvopastoriles, se encontró que la vegetación con gran complejidad estructural puede proporcionar a las aves nichos ecológicos variados y mejor protección contra depredadores que los sistemas agropecuarios simples (Pimentel et ál. 1992). Las cercas vivas, las cortinas rompevientos y los fragmentos de bosque sirven como corredores en paisajes agropecuarios, mejorando la conectividad y ayudando al movimiento de aves entre fragmentos y remanentes de bosques naturales (Beier y Noss 1998). Los árboles en potreros también proporcionan refugio, sitios de descanso, anidación y alimento a las aves; además, actúan como pasillos que facilitan el movimiento de animales a través del paisaje (Greenberg et ál. 1997a).

La matriz en la que están inmersos los relictos boscosos pueden servir como fuente de recursos (alimentación y reproducción) y así ayudar a mantener las poblaciones

de aves que aún persisten (Laurence et ál. 2002). Harris y Reed (2002) encontraron que las especies migratorias, generalistas y las que habitan en el dosel del bosque son menos inhibidas para cruzar barreras como las matrices agrícolas que las especies especialistas y de interior del bosque. La proporción de especies migratorias que usan los sistemas rurales de producción varía de una localidad a otra, pero los potreros altamente tecnificados y los monocultivos extensos (caña de azúcar) son poco compatibles con la conservación de estas especies (Sáenz y Menacho 2005). En Esparza (Costa Rica), se encontró que las cercas vivas son de gran importancia para las aves residentes y migratorias, especialmente en la época seca, cuando los árboles están en floración y atraen a muchos polinizadores que pueden servirles de alimento (Sáenz y Menacho 2005). El presente estudio estimó la riqueza, abundancia y diversidad de aves en fincas ganaderas con diferentes tamaños y porcentajes de cobertura vegetal. Además, se evaluaron las relaciones entre la comunidad de aves y las variables de vegetación a escala de usos de la tierra, finca y paisaje para conocer el aporte de estos sistemas productivos sobre la conservación y diversidad de los diferentes gremios de aves.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron 12 fincas, dentro de una extensión aproximada de 432 km² distribuidos entre los cantones de Montes de Oro, Santiago y Esparza, provincia de Puntarenas, al noroeste de Costa Rica (09°59'N; 84°38'O). En el área las zonas de vida pertenecen a bosque húmedo tropical, bosque húmedo premontano y bosque deciduo (Obando 2002). El área presenta una precipitación media de 3897 mm año⁻¹ y una temperatura promedio anual de 27 °C, con un período seco entre diciembre y mayo (IMN 2004). En la región del Pacífico Central, las principales actividades agrícolas son la ganadería, el cultivo de arroz, frutales y caña de azúcar (Holman y Estrada 1997).

Las 12 fincas seleccionadas tuvieron fotografías aéreas a escala 1:40000 (1998), imágenes de satélite Quickbird (2003) y mapas elaborados con ArcSIG. Las fincas se organizaron de acuerdo con su tamaño en grandes (de 34 a 67 ha) y pequeñas (de 11 a 16 ha), y de acuerdo con el porcentaje de cobertura arbórea en alta cobertura ($\geq 70\%$ del área de la finca) y baja cobertura ($\leq 30\%$ del área de la finca). De esta forma, se seleccionaron tres fincas por cada combinación de tamaño y cobertura arbórea. Se instalaron parcelas al azar en cada tipo de uso de la tierra presente (de 11 posibles), con un promedio de ocho usos por finca. Los usos muestreados

fueron bosque secundario, bosque ribereño, frutales, tacotales, pastura sin árboles, pastura con alta densidad de árboles, pastura con baja densidad de árboles, cercas vivas, maderables, bancos forrajeros, y árboles y granos básicos, según la clasificación propuesta por Murgueitio et ál. (2003).

Muestreo de aves

El conteo de aves se realizó entre julio y diciembre del 2004 usando el método de puntos de conteo para aves (Reynolds et ál. 1980) en cada uso de la tierra. Los puntos se ubicaron en el centro de cada parcela circular con un radio de 25 m. En cada punto se realizó un conteo entre las 6:00 y 10:00 h, donde se registró la especie y el número de individuos observados, así como su estatus (residente o migratoria). La observación tuvo una duración de 10 minutos, comenzando cinco minutos después de la llegada a la parcela, para disminuir el efecto de perturbación. La identificación de las especies y su estatus se realizó con la ayuda de la *Guía de Aves de Costa Rica* (Stiles y Skutch 2003). Se realizaron cuatro visitas a cada parcela durante los meses de muestreo.

Muestreo de la vegetación

Se evaluó la estructura y composición florística en los diferentes usos de la tierra para el muestreo de aves. Se establecieron parcelas rectangulares de 50 x 20 m, ubicadas de norte a sur, tomando como centro de la parcela el punto de observación de las aves. Si se presentaba algún obstáculo tal como los límites de las fincas o formas de los fragmentos, se cambiaba la orientación hacia el sentido este-oeste. En el caso de las cercas vivas, se utilizaron parcelas de 100 x 10 m debido a la forma lineal de este sistema. Se identificaron, contaron y midieron todos los árboles presentes con diámetro a la altura del pecho (dap) mayor o igual a 10 cm en cada parcela, la altura total registrada con un Impulse Laser (Laser Technology Inc.) y el dap medido con una cinta diamétrica. Se estimó la cobertura de dosel con un densitómetro esférico convexo, tomando una lectura en cada punto de muestreo de la vegetación en la parcela (cinco puntos ubicados diagonalmente en la parcela y equidistantes), después se calculó un promedio de cobertura por parcela. Se estimó el índice del volumen de vegetación total en cada parcela (VVT) según el método de Mills et ál. (1991), el cual consiste en contar el número de veces que la vegetación toca una varilla metálica de 3 m de largo graduada cada 25 cm. El VVT se calculó como $VVT = h/10p$; donde h es la suma del número total de intersecciones de todos los puntos (5 puntos) de muestreo den-

tro de una parcela y p es el número de puntos en los cuales la vegetación fue medida.

Caracterización del paisaje

Se calculó la heterogeneidad de la finca con todos los usos de la tierra y el número de parcelas totales de cada uso empleando el índice de Shannon. Se calculó el área de la finca y su área del bosque secundario con los mapas de las fincas. Los bosques ribereños no fueron considerados ya que son muy angostos y están constituidos únicamente por una hilera de árboles a cada lado de la quebrada. Además, se establecieron tres áreas de influencia o *buffer* alrededor de las fincas (Figura 1): el primer *buffer* (B1) de 500 m, el segundo (B2) 1000 m y el tercero (B3) de 1500 m. Se midió el área del *buffer* y de los fragmentos de bosque secundarios, ribereños y plantaciones forestales dentro de cada *buffer* y con estos valores se calculó su porcentaje de cobertura boscosa mediante el programa ArcView 3.2.

Índice de vulnerabilidad de las especies de aves

Se clasificaron las aves según su dependencia del bosque (Stiles 1985) en: 1) las aves que necesitan bosque muy conservado de grandes extensiones, 2) las aves que necesitan al menos de fragmentos de bosque y 3) las aves que no necesitan bosque para su supervivencia. Las aves que están consideradas en dos de estas categorías (1 y 3 ó 2 y 3) fueron incluidas en la categoría de mayor dependencia al bosque.

Análisis de datos

Se calculó la abundancia y la riqueza de especies y el índice de diversidad de Shannon (Brower et ál. 1997) de aves y de vegetación en cada parcela de muestreo. La abundancia relativa de aves por uso de la tierra se calculó como el cociente entre la abundancia de la especie i y el número de parcelas muestreadas en cada uso de la tierra ($pi = ni/n$). La abundancia de cada parcela fue estimada como el promedio de los valores de abundancia de cada especie. Se calculó la probabilidad de observación por especie como el producto de la frecuencia de observación (no. registros/no. total de muestreos) y la proporción de sitios en donde se observó la especie (no. parcelas con registros/no. total de parcelas). Los valores de probabilidad de observación iguales a 1,0 indicaron la seguridad de observar una especie en cualquier fecha. Con base en este cálculo, las especies fueron asignadas a categorías arbitrarias de abundancia (probabilidad de observación), así: común: 1,0 – 0,6; abundante: 0,5 – 0,25; poco abundante: 0,24 – 0,10 y rara: 0,09 – 0,01.

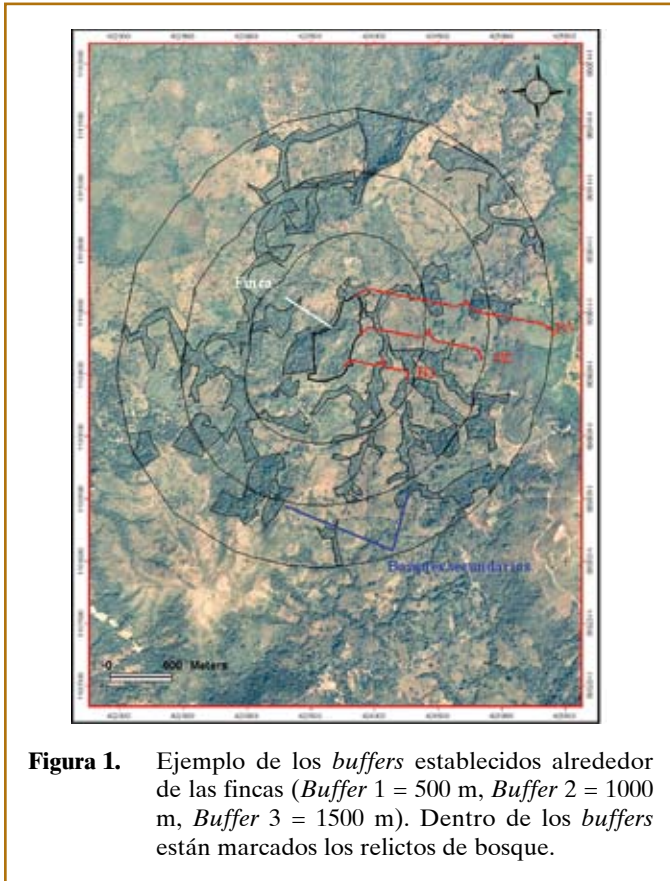


Figura 1. Ejemplo de los buffers establecidos alrededor de las fincas (*Buffer 1 = 500 m, Buffer 2 = 1000 m, Buffer 3 = 1500 m*). Dentro de los buffers están marcados los relictos de bosque.

La relación entre las características de la vegetación y la abundancia, riqueza y diversidad de las aves fue evaluada usando regresiones múltiples. Las variables de vegetación fueron las variables independientes y los valores de abundancia, riqueza y diversidad de aves fueron las dependientes. Se realizaron las regresiones a escala de finca usando las variables de paisaje: área de bosque, área e índice de heterogeneidad de las fincas y porcentaje de bosque en cada *buffer* alrededor de la finca como variables independientes. Se utilizó el método de regresión paso a paso, con selección hacia atrás, eliminando las variables regresoras con poco efecto sobre la variable dependiente. El criterio para remover una variable fue el valor de F del análisis de varianza, removiendo las variables con $F > 4$. Se verificaron los supuestos para las regresiones múltiples según Marqués de Cantú (1991).

Se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis (K-W) para comparar la riqueza y abundancia de especies arbóreas, índices de diversidad, riqueza y abundancia de aves entre fincas y entre los diferentes usos de la tierra. Se realizaron comparaciones múltiples (para datos no paramétricos) para encontrar diferencias entre usos de la tierra y se realizó un análisis de K-W para determi-

nar diferencias entre épocas de muestreo de aves. La similitud de la avifauna entre los diferentes usos de la tierra se calculó con el índice de Jaccard y usando el agrupamiento de Bray Curtis con encadenamiento simple (Brower et ál. 1997, Magurran 2004). La acumulación de especies de aves y plantas se realizó siguiendo el modelo de Clench (Clench 1979). Debido a que el orden de registro de especies puede afectar la forma de la curva, se aleatorizó el orden del muestreo usando EstimateS 7.5 (Colwell 2005). Con los resultados del S (No. de especies), se calculó la ecuación de Clench para conocer el número de especies esperadas para el paisaje. Se utilizaron los programas de Statgraphics 5.1 para análisis de K-W, ANOVA, regresiones y correlaciones y el BioDiversity Professional (McAleece 1997) para la diversidad de Shannon y similitud de Jaccard.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Comunidad de aves

Se registraron 1901 aves de 113 especies, pertenecientes a 90 géneros y 31 familias. Las familias más abundantes fueron Tyrannidae (16 especies), Parulidae y Emberizidae (9 especies cada una; Cuadro 1), mientras que las especies más comunes fueron *Crotophaga sulcirostris*, *Melanerpes hoffmannii*, *Pitangus sulfuratus*, *Campylorhynchus rufinucha*, *Turdus grayi*, *Leptotila verreauxi*, *Aimophila ruficauda* y *Columbina passerina*. En total se registraron 19 especies migratorias, de las cuales *Dendroica petechia* e *Icterus galbula* fueron las más abundantes. Se observó una leve disminución de aves residentes en la época de migración, pero no se encontraron diferencias ($P = 0,11$). Se encontraron 22 especies poco comunes y 76 raras (67% de las especies), de las cuales 21 se observaron una sola vez (6 migratorias). El esfuerzo del muestreo fue del 90% ($p < 0,0001$) respecto a las 126 especies reportadas para dicho paisaje. Se encontraron 158 especies de 53 familias de árboles y se conoció el 72% de la vegetación, de un estimado teórico de 216 especies para el paisaje.

Al igual que en otros estudios realizados en agropaisajes (Cárdenas et ál. 2003, Lang et ál. 2003), la familia Tyrannidae fue la más abundante. La abundancia de las especies en los diferentes usos de la tierra muestra una dominancia de *Amazona albifrons* en los bosques ribereños y pastos con alta densidad de árboles. *C. sulcirostris* en los potreros con baja cobertura, *T. grayi* en los frutales y maderables, *Aratinga finschi* en los granos básicos, *Brotogeris jugularis* en cercas vivas y *Colinus leucopogon* en los potreros sin árboles (Cuadro 1). El análisis de similitud separa el bosque ribereño de

los demás usos de la tierra, ya que en estos últimos la avifauna es similar en más de un 50% (Figura 2). Además, se forman dos grupos, uno con los frutales, cercas vivas y bosque secundario y otro con los

demás usos, con excepción de la pastura sin árboles. Dentro de estos grupos se puede observar una mayor similitud entre los dos tipos de potreros arborizados (Figura 2).

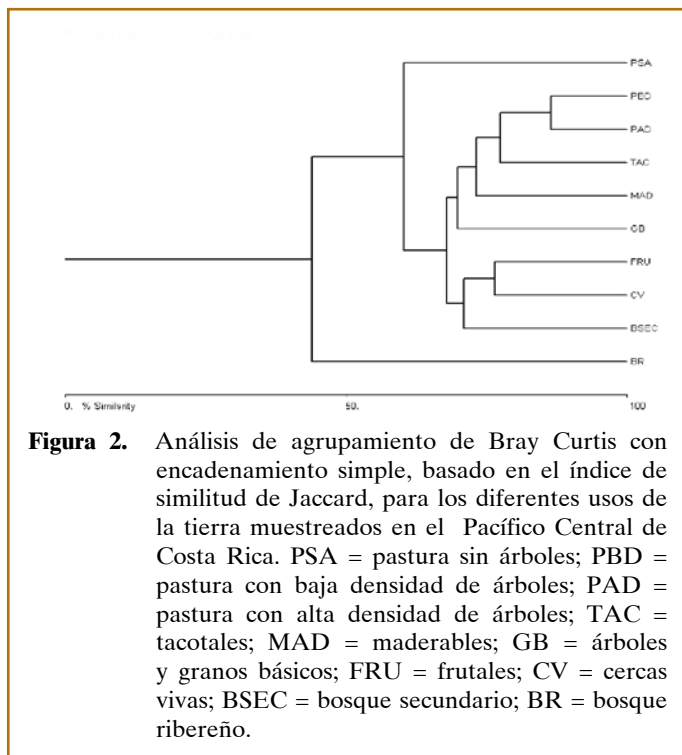
Cuadro 1. Especies dominantes (con mayor abundancia de individuos) para los diferentes usos de la tierra en el Pacífico Central de Costa Rica

Especies	Abundancia (número de individuos)										
	PSA	BF	GB	PBD	FRU	MAD	CV	PAD	TAC	BR	BSEC
<i>Aimophila ruficauda</i>		1		41						10	
<i>Amazilia tzacatl</i>		1									
<i>Amazona albifrons</i>								48		22	10
<i>Anthracothorax prevostii</i>									3		
<i>Aratinga canicularis</i>							18				
<i>Aratinga finschi</i>			25								
<i>Arremonops rufivirgatus</i>									4		
<i>Basileuterus rufifrons</i>						2					
<i>Brotogeris jugularis</i>							32				
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>				19	16		14	29			14
<i>Chiroxiphia linearis</i>									2		11
<i>Colinus leucopogon</i>	8										
<i>Columba flavirostris</i>			5					21			
<i>Columbina inca</i>	1	3	3	19							
<i>Columbina passerina</i>	1	2	3	30				33			
<i>Contopus cinereus</i>			1								
<i>Contopus virens</i>			1								
<i>Crotophaga sulcirostris</i>				62	20		23	41			
<i>Cyanocorax morio</i>		2									
<i>Eumomota superciliosa</i>						3					
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>						2					
<i>Guiraca caerulea</i>						2					
<i>Icterus galbula</i>									4		
<i>Leptotila verreauxi</i>		2			20	8				11	
<i>Melanerpes hoffmanni</i>					17			26	3	15	11
<i>Pitangus sulfuratus</i>				24	15		13				12
<i>Thryothorus pleurostictus</i>									3		
<i>Turdus grayi</i>					33	10				12	24
<i>Tyrannus melancholicus</i>	1						12				
<i>Volatinia jacarina</i>	4										
<i>Zenaida asiatica</i>										13	

Notas: PSA = pastura sin árboles; BF = bancos forrajeros; GB = árboles y granos básicos; PBD = pastura con baja densidad de árboles; FRU = frutales; MAD = maderables; CV = cercas vivas; PAD = pastura con alta densidad de árboles; TAC = tacotales; BR = bosque ribereño; BSEC = bosque secundario.

Relación aves-vegetación-finca-paisaje

Los bosques en diferente estado de sucesión (bosques secundarios, ribereños y tacotales) y las plantacio-



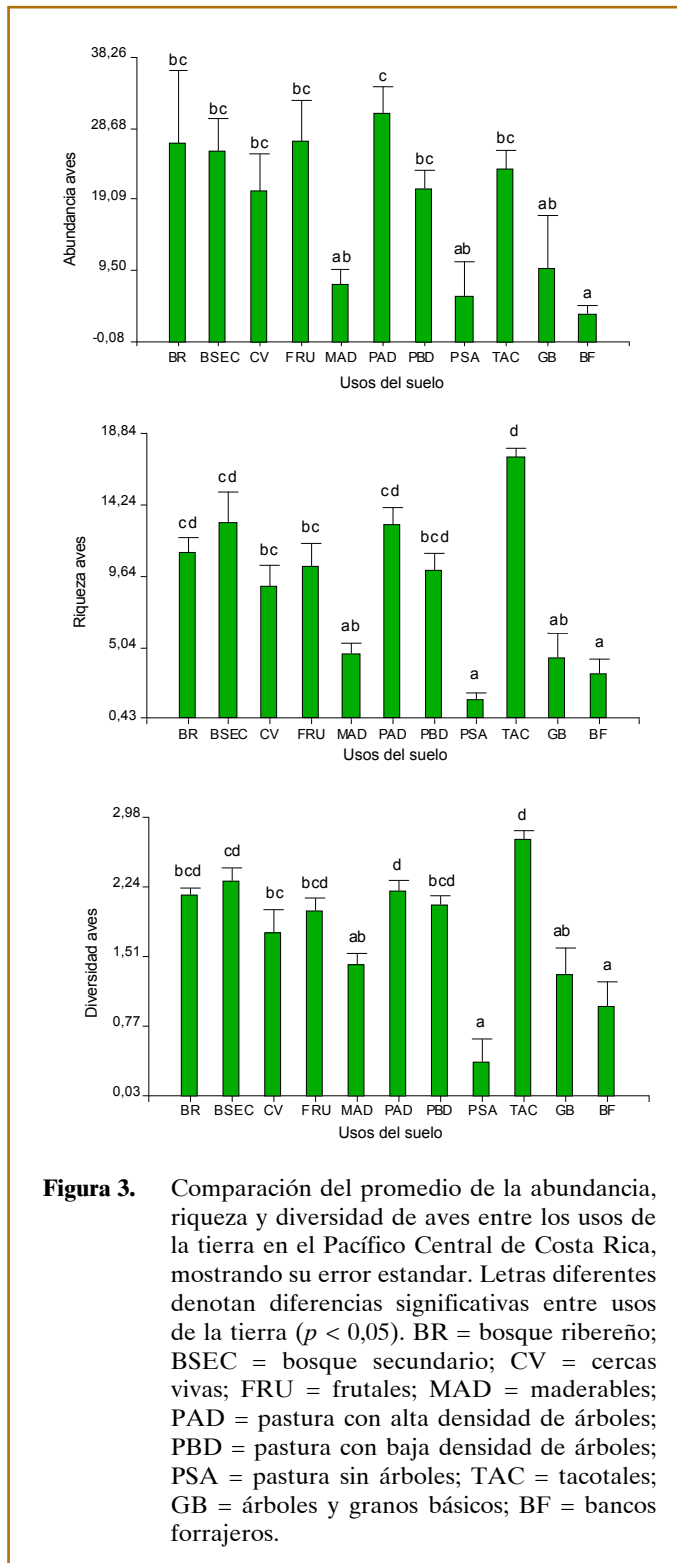
nes de maderables presentaron la mayor cobertura de árboles, seguidos por los sistemas silvopastoriles (pasturas con árboles) y las pasturas en monocultivo (Cuadro 2). La mayor diversidad de especies vegetales se encontró en los bosques ribereños, tacotales y bosques secundarios, contrastando con la menor diversidad en pasturas de baja densidad de árboles, plantaciones maderables, bancos forrajeros y granos básicos (Shannon 2,6; 2,2; 2,1; 0,4; 0,4; 0 y 0, respectivamente; Cuadro 2).

La diversidad vegetal explicó en diferente grado la abundancia ($R^2 = 0,49$; $p = 0,016$), diversidad ($R^2 = 0,62$; $p = 0,004$) y riqueza de aves ($R^2 = 0,65$; $p = 0,003$). Existieron diferencias estadísticas en la abundancia de aves ($p = 0,0001$) entre los bancos forrajeros y las pasturas con alta densidad de árboles. Además, la diversidad fue significativamente diferente ($p < 0,0001$) entre estas últimas, el bosque secundario y los tacotales con los usos de baja cobertura arbórea y los maderables. La riqueza de aves fue diferente entre las pasturas sin árboles, los bancos forrajeros y los usos con alta cobertura arbórea ($p < 0,0001$; Figura 3). La diversidad, riqueza y abundancia de aves no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) entre tamaños de fincas ni entre las coberturas arbóreas de estas.

Cuadro 2. Características de vegetación de los diferentes usos de la tierra en el Pacífico Central de Costa Rica

Usos de la tierra	Cobertura dosel (%)	dap promedio (cm)	Volumen de vegetación total	Altura árboles (m)	Riqueza	Abundancia	Diversidad (Shannon)
Bosque secundario	91,2	14,7	0,29	11,0	16,9	62,6	2,1
Bosque ribereño	92,5	23,5	0,27	15,7	18,1	40,4	2,6
Frutales	66,1	18,6	0,29	9,8	8,0	26,9	1,5
Tacotales	94,9	12,9	0,25	21,0	12,5	35,0	2,2
Pastura con alta densidad de árboles	33,2	19,3	0,37	10,1	3,7	12,8	0,8
Cercas vivas	74,7	17,5	0,31	9,5	8,2	104,8	1,2
Pastura con baja densidad de árboles	12,8	27,1	0,49	10,2	1,9	3,7	0,4
Maderables	90,9	18,3	0,17	13,9	3,6	55,6	0,4
Bancos forrajeros	30,3	0	0,53	1,0	0	0	0
Árboles y granos básicos	65,9	0	0,51	0	1	1,0	0
Pastura sin árboles	0	0	0,52	0	0	0	0

El área de bosque y la heterogeneidad de usos de la finca explican en gran parte la diversidad de aves ($R^2 = 0,69$; $p = 0,0046$). Igualmente, el área de bosque de la finca explica la riqueza de aves ($R^2 = 0,46$ $p = 0,0124$).



No se encontró relación significativa entre el porcentaje de bosque de los tres *buffer* y la riqueza, diversidad y abundancia de aves ($p > 0,05$). La presencia y distribución de las aves es afectada por la diversidad vegetal de los usos de la tierra y la presencia de los bosques, donde las fincas con mayor cobertura arbórea tienen mayor cantidad y diversidad de aves. Por otra parte, las cercas vivas y las pasturas con alta cobertura de árboles permiten una mayor conectividad entre los remanentes boscosos y otros usos de la tierra, ayudando al mantenimiento y conservación de aves al disminuir los efectos negativos de la fragmentación del hábitat (Cárdenas et ál. 2003, Lang et ál. 2003). Las aves prefieren salir del bosque hacia los potreros con alta densidad de árboles, evitando los bordes de bosque muy abruptos y las matrices abiertas por el riesgo de depredación y competencia, además de los efectos urbanos como el ruido y depredadores domésticos (McDonnell et ál. 1997). Se encontró un incremento de la diversidad de aves con aumentos de la heterogeneidad de la finca, lo cual concuerda con lo encontrado por Greenberg et ál. (1997 a,b) y Anjos et ál. (1997). Es crucial propiciar una mayor heterogeneidad de los usos de la tierra de las fincas, ya que la mayoría de las especies de aves no están restringidas a uno solo de éstos (Anjos et ál. 1997). Además, el tamaño de los bosques es importante en la conservación de las aves, porque a medida que aumenta su tamaño, aumenta su complejidad y pueden brindar más variedad de recursos que los encontrados en área abiertas (Anjos et ál. 1997).

Vulnerabilidad de las especies

Las aves que necesitan grandes extensiones de bosque sólo fueron observadas en el bosque secundario, ribereño y tacotales, mientras que las aves que necesitan fragmentos de bosque fueron observadas tanto en áreas boscosas como abiertas (Figura 4). Por otra parte, las aves que no necesitan áreas boscosas fueron más versátiles, pues estuvieron presentes en todos los sistemas, aunque en baja proporción en los tacotales. A escala de finca, se encontró una relación entre el área de bosque de la finca y el número de especies de aves dependientes de fragmentos de bosque ($R^2 = 0,57$; $p = 0,0045$). Sin embargo, a escala de paisaje no se encontraron relaciones entre las aves dependientes de bosque y el porcentaje de áreas boscosas presente en los tres *buffer* ($p > 0,05$). En su gran mayoría, las aves están aprovechando los recursos disponibles en áreas abiertas y en áreas boscosas. Encontrar especies de aves dependientes de fragmentos de bosque en áreas abiertas puede ser debido a que éstas se han adaptado a los cambios del paisaje, utilizando los

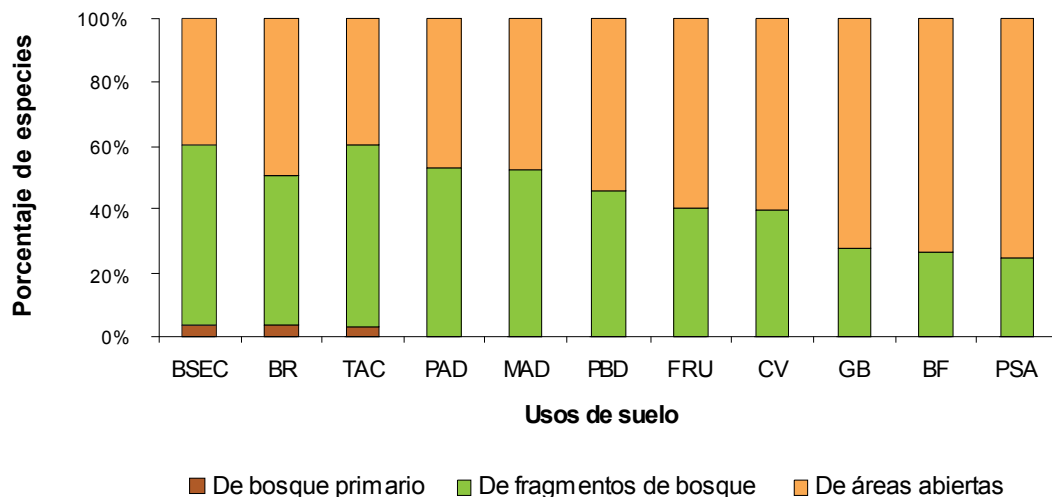


Figura 4. Porcentaje de especies presentes en usos de la tierra según su categoría de dependencia para la supervivencia. De bosque primario = especies que dependen del bosque primario; De fragmentos de bosque = especies que dependen de fragmentos de bosque; De áreas abiertas = especies propias de áreas abiertas que no necesitan del bosque. BSEC = bosque secundario; BR = bosque ribereño; TAC = tacotales; PAD = pastura con alta densidad de árboles; MAD = maderables; PBD = pastura con baja densidad de árboles; FRU = frutales; CV = cercas vivas; GB = árboles y granos básicos; BF = bancos forrajeros; PSA = pastura sin árboles.

recursos disponibles. Hay que considerar que, aunque las aves utilicen áreas abiertas, necesitan los recursos que les brinda el bosque. Esto ocurre con la especie *Turdus asimilis*, la cual ha sido observada en diferentes zonas agrícolas, pero se conoce que depende del bosque en algunas etapas de su vida, y no podría sobrevivir en ausencia de éste (Lindell et ál. 2004).

La presencia de aves dependientes de fragmentos de bosque estuvo directamente relacionada con el tamaño de los bosques de las fincas ($R^2 = 0,43\%$; $p < 0,05$), evidenciando que el área y la estructura de bosque en las fincas influyen en la riqueza y diversidad de las aves. Esto concuerda con otros estudios realizados por Van Dorp y Opdam (1987), Andrén (1994) y McGarigal y McComb (1995). La estructura del paisaje puede cambiar la composición de las comunidades de aves a escala regional o temporal (Guillemette y Walter 2001); por lo tanto, las fincas heterogéneas con fragmentos boscosos tendrán efectos positivos sobre la avifauna y por ende sobre la biodiversidad local.

CONCLUSIONES

Los fragmentos de bosque y los sistemas silvopastoriles (cercas vivas y árboles en potreros) desempeñan un papel fundamental en el mantenimiento de las poblaciones de aves dependientes de bosque, las cuales son generalmente especies prioritarias para la conservación

de la biodiversidad. Las aves que utilizan los paisajes agropecuarios prefieren la heterogeneidad de usos de la tierra; por lo tanto, es importante considerar este aspecto en el diseño de fincas con objetivos de conservación de dichas aves. Por otra parte, se debe buscar lograr una mayor conectividad entre los fragmentos boscosos que persisten en la región, pues estos constituyen uno de los hábitats más importantes para las aves con algún tipo de vulnerabilidad. Los sistemas silvopastoriles surgen como una herramienta útil de conservación de aves en fincas, ya que además de favorecer las actividades económicas del productor proporcionan recursos y hábitat a estos animales.



Tucan (*Ramphastos sulfurato*) en el paisaje agropecuario del Pacífico central de Costa Rica (fotos: ML Enríquez)

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Anjos, L; Schuchmann, K; Berndt, R. 1997. Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi river basin, Paraná state, Southern Brazil. *Ornitología Neotropical* 8: 145-173.
- Beier, P; Noss, RF. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12(6): 1241-1252.
- Brower, J; Zar, J; Von Ende, C. 1997. Field and laboratory methods for general ecology. Iowa, US, WC Brown Publishers. 232 p.
- Cárdenas, G; Harvey, C; Ibrahim, M; Finegan, B. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40): 78-85.
- Clench, H. 1979. How to make regional lists of Butterflies: Some thoughts. *Journal of the Lepidopterists Society* 33(4):216-231.
- Colwell, RK. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's Guide and application (en línea). Disponible en <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Cordero, J; Boshier, DH. (eds.), 2003. Árboles de Centroamérica: Un manual para extensionistas, [CD-ROM] OFI (Oxford Forestry Institute). Turrialba, CR, CATIE. 1079 p.
- Greenberg, R; Bichier, P; Cruz Angon, A; Reitsma, R. 1997a. Bird populations in shade and sun Coffee plantations in Central Guatemala. *Conservation Biology* 11(2): 448-459.
- _____; Bichier, P; Sterling, J. 1997b. Acacia cattle and migratory birds in southeastern Mexico. *Biological Conservation* 80: 235-247.
- Guillemette, TW; Walter, H. 2001. Distribution of bird species richness at a regional scale in tropical dry forest of Central America. *Journal of Biogeography* 28:651-662
- Harris, RJ; Reed, JM. 2002. Behavioral barriers to non-migratory movements of birds. *Annales Zoologici Fennici* 39:275-290.
- Harvey, CA; Alpizar, F; Chacón, M; Madrigal, R. 2004. Assessing linkages between agriculture and biodiversity in Central America: historical overview and future perspectives. Report San José, CR, The Nature Conservancy. 162 p.
- Holman, F; Estrada, RD. 1997. Alternativas agropecuarias en la región Pacífico Central de Costa Rica: un modelo de simulación aplicable a sistemas de doble propósito. In Lascano, C; Holmann, F. eds. *Conceptos y metodologías de investigación en fincas con sistemas de producción animal de doble propósito*. Cali, CO, CIAT/Consortio Tropicoleche. p. 134-152.
- IMN (Instituto Meteorológico Nacional, CR). 2004. Datos climatológicos de Puntarenas (en línea). San José, CR. Consultado 12 ago. 2004. Disponible en <http://www.imn.ac.cr/IMN/>.
- Kaimowitz, D. 2001. Will livestock intensification help save Latin America's tropical forest? In Angelsen, A; Kaimowitz, D. eds. *Agricultural technologies and tropical deforestation*. Wallingford, UK, CABI. p. 1-20.
- Keyser, AJ; Hill, GE; Soehren, EC. 1998. Effects of forest fragment size, nest density and proximity to edge on the risk of predation to ground-nesting passerine birds. *Conservation Biology* 16(5): 986-994.
- Lang, I; Gormley, LHL; Harvey, CA; Sinclair, FL. 2003. Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. 10(39-40):86-92.
- Laurence, WF; Bierregaard, RO. 1997. Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. Estados Unidos, The University of Chicago Press. 616 p.
- Laurence, WF; Lovejoy, TE; Vasconcelos, HL; Bruna, EM; Didham, RK; Stouffer, PC; Gascon, C; Bierregaard, RO; Laurance, SG; Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3): 605-618.
- Lindell, CA; Chomentowski, WH; Zook, JR. 2004. Characteristics of bird species using forest and agricultural covers in southern Costa Rica. *Biodiversity and Conservation* 13:2419-2441.
- Marqués de Cantú, MJ. 1991. Probabilidad y estadística para ciencias Químico-Biológicas. Distrito Federal, MX, McGraw-Hill. 657 p.
- Magurran, AE. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Malden, US, Blackwell Science. 253 p.
- McAleece, N. 1997. *Biodiversity Pro Version 2.0*. The Natural History Museum and Scottish Association for Marine Science (en línea). Reino Unido. Consultado 10 jun. 2005. Disponible en <http://www.nrmc.demon.co.uk/bdpro>.
- McDonnell, MJ; Pickett, STA; Groffman, P; Bohlen, P; Pouyat, RV; Zippered, WC; Parmelee, RW; Carreiro, MM; Medley, K. 1997. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems* 1: 21-36.
- McGarigal, K; McComb, WC. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs* 65:235-260.
- Mills, GS; Dunning, JB. Jr; Bates, JM. 1991. The relationship between breeding bird density and vegetation volume. *Wilson Bulletin* 103(3): 468-479.
- Murgueitio, E; Ibrahim, M; Ramírez, E; Zapata, A; Mejía, CE; Casasola, F. 2003. Usos de la tierra en fincas ganaderas: Guía para el pago de servicios ambientales en el proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas. 2 ed. Medellín, CO, Fundación CIPAV, CATIE, UCA-NITLAPAN. 97 p.
- Obando, V. 2002. *Biodiversidad en Costa Rica – Estado del conocimiento y gestión*. Santo Domingo de Heredia, CR, Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio) y Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). 250 p.
- Pimentel, D; Stachow, U; Takacs, DA; Brubaker, HW; Dumas, AR; Meaney, JJ; O'Neil, JAS; Onsi, DE; Corzilius, DB. 1992. *Conserving Biological Diversity in Agricultural/Forestry Systems*. *BioScience* 42(5): 354-362.
- Reynolds, RT; Scott, JM; Nussbaum, RA. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor* 82: 309-313.
- Sáenz, J; Menacho, RM. 2005. Riqueza y abundancia de las aves migratorias en paisajes agropecuarios de Esparza, Costa Rica. *Zeledonia* (9)1:10-21.
- Stiles, FG. 1985. Conservation of forest birds in Costa Rica: problems and perspectives. In Diamond, AW; Lovejoy, TE. eds. *Conservation of Tropical Forest Birds*. International Council for Bird Preservation. p. 141-168.
- Stiles, G; Skutch, A. 2003. *Guía de aves de Costa Rica*. Trad. L. Roselli. 3 ed. Sto. Domingo de Heredia, CR, INBio. 680 p.
- Van Dorp, D; Opdam, PFM. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* 1:59-73.
- Wilson, JD; Morris, AJ; Arroyo, BE; Clark, SC; Bradbury, RB; 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in Northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 75: 13-30.

Avances de Investigación

Diversidad de mariposas en un paisaje agropecuario del Pacífico Central de Costa Rica

Diego Tobar López¹; Muhammad Ibrahim²; Francisco Casasola³

Palabras claves: bosque seco tropical; cercas vivas; curvas de acumulación de especies; fragmentación; Papilionoidea; pasturas con árboles.

RESUMEN

En Centroamérica, extensas áreas de bosque han sido transformadas en mosaicos de diferentes usos de la tierra, como fragmentos de bosques, pasturas y cultivos agrícolas. Estos cambios han provocado perturbaciones en la composición y riqueza de la biodiversidad original. Por lo tanto, es importante conocer el aporte de los principales usos de la tierra en paisajes agropecuarios a la conservación de la biodiversidad. Se estudió la riqueza, la abundancia, y la composición de especies de mariposas en ocho hábitats con diferente cobertura arbórea: fragmentos de bosques secundarios, bosques ribereños, tacotales, pasturas mejoradas de alta densidad arbórea, pasturas mejoradas con baja densidad arbórea, pasturas degradadas con vegetación herbácea y arbustiva, cercas vivas simples y cercas vivas compuestas o permanentes en un paisaje agropecuario en Esparza, Costa Rica. Se registró un total de 4415 individuos pertenecientes a 66 especies de mariposas. Los bosques secundarios y ribereños presentaron la mayor riqueza de especies (46 especies cada uno), así como una composición de lepidópteros diferente a los hábitats de uso agropecuario. En los hábitat de uso agropecuario, las cercas vivas multiestrato (34 especies) y las pasturas mejoradas de alta densidad (27 especies) la riqueza de especies fue mayor que en las cercas vivas simples (23 especies) y las pasturas mejoradas con baja densidad arbórea (18 especies). Los hábitats con mejores índices de diversidad Shannon fueron los tacotales, bosques secundarios y bosques ribereños (2,4; 2,3; y 2,5, respectivamente). Estos resultados sugieren que las áreas de bosques y tacotales son importantes para la conservación de la lepidopterofauna de la región. Los pastizales con alta cobertura arbórea y cercas vivas permanentes con un buen manejo cumplen una función importante en la conservación de mariposas en paisajes agropecuarios.

Butterfly diversity in an agricultural landscape in the Central Pacific region of Costa Rica

Keywords: fragmentation; live fences; Papilionoidea; pastures with trees; species accumulation curves; tropical dry forest.

ABSTRACT

In Central America, large forest areas have been transformed into mosaics of varied land uses, mainly forest patches, pastureland, and crops. These changes have induced disturbances in the original biodiversity composition and richness. Therefore, it is important to know the contribution of the main land uses in agricultural landscapes to biodiversity conservation. The abundance, species richness, and composition of butterflies were studied in eight habitats with different types of tree cover: secondary forest fragment; riparian forest; forest fallows; improved pastures with high tree cover; improved pastures with low tree cover; degraded pastures with woody and herbaceous vegetation; simple live fences, and multistrata live fences, in an agricultural landscape of Esparza, Costa Rica. A total 4415 individuals from 66 species were registered. The secondary forest and riparian forest (46 species, each) had the highest species richness values, and their species composition differed from the habitats with more anthropogenic pressure. Among the habitats with a stronger anthropogenic pressure, improved pastures with high tree cover (27 species) and multistrata live fences (34 species) presented a higher species richness than improved pastures with low tree cover (18 species) and simple live fences (23 species). Forest fallows, secondary forest fragments and riparian forests had the highest diversity index values (Shannon 2.4, 2.3 and 2.5, respectively). Our results suggest that forest areas and forest fallows are important for the conservation of butterflies in the region, and that managed pastures with high tree cover and multistrata live fences play an important role in the conservation of butterflies in agricultural landscapes.

INTRODUCCIÓN

En Centroamérica, la transformación de los bosques naturales en áreas ganaderas manejadas de forma convencional (principalmente pasturas extensivas con baja cobertura arbórea y alto uso de insumos agroquímicos)

ha traído como consecuencia cambios en el tamaño y la distribución de los bosques naturales y la transformación del paisaje original (Harvey et ál. 2005); así, la región centroamericana está ahora dominada por pasturas (40%; Ibrahim y Schlönvoight 1999).

¹ Investigador en biodiversidad – Proyecto GEF-Silvopastoril, CATIE, Sede Central. Correo electrónico: dtobar@catie.ac.cr

² Profesor-investigador, CATIE, Sede Central. Correo electrónico: mibrahim@catie.ac.cr

³ Coordinador Nacional, Proyecto GEF-Silvopastoril, CATIE, Sede Central. Correo electrónico: fcasasol@catie.ac.cr

Esta transformación del paisaje ha generado diversos problemas ambientales, como la erosión y la reducción en la fertilidad del suelo, pérdida de diversidad biológica, cambios en la composición de las comunidades bióticas y la contaminación de ríos y aguas subterráneas (Daily y Ehrlich 1996, Gibbs y Stanton 2001, Murgueitio et ál. 2003). Estas modificaciones en el paisaje pueden afectar la composición, abundancia y riqueza de especies de mariposas, las cuales se caracterizan por ser sensibles a los cambios de temperatura, humedad y radiación solar, así como a la reducción de los remanentes de bosque, plantas hospederas y alimenticias (Kremen et ál. 1993, Kremen 1994, Daily y Erlich 1996).

Sin embargo, estudios recientes indican que una porción significativa de la biodiversidad original puede ser mantenida dentro de las pasturas si estas son diseñadas y manejadas apropiadamente (Harvey et ál. 2005). Una de las estrategias para mantener y conservar la biodiversidad dentro de paisajes dominados por pasturas es el fomento de sistemas silvopastoriles (SSP), los cuales integran el manejo de leñosas perennes con la producción de ganado (Ibrahim et ál. 2000, Harvey y Haber 1998). Los SSP ayudan a incrementar la productividad ganadera y la cobertura arbórea y, junto con la vegetación remanente en los paisajes agropecuarios (relictos de bosque y bosques ribereños), proveen hábitats y aumentan la conectividad estructural del paisaje, faci-

tando el movimiento y la supervivencia de muchas especies de plantas y animales (Harvey et ál. 2004, 2005). Los SSP pueden proporcionar ambientes para refugios, sitios de descanso, percha y alimentación, así como generar corredores biológicos para algunas especies de mariposas en los paisajes agropecuarios (Beier y Noss 1998, Haddad 1999).

El presente estudio de lepidopterofauna fue determinar la influencia de la cobertura arbórea sobre la abundancia, diversidad y distribución de mariposas en ocho usos de la tierra: fragmentos de bosques secundarios, bosques ribereños, tacotales, pasturas mejoradas de alta densidad arbórea, pasturas mejoradas con baja densidad arbórea, pasturas degradadas con vegetación arbustiva y herbácea, cercas vivas simples y cercas vivas compuestas o permanentes, en un paisaje agropecuario en la región de Esparza, Costa Rica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la región de Esparza, Puntarenas, perteneciente a la región del Pacífico Central de Costa Rica. Esta región constituye la zona de influencia del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (GEF-Silvopastoril), ejecutado por el CATIE en Costa Rica (Figura 1). La región se encuentra en un rango altitudinal entre 50 y 1000

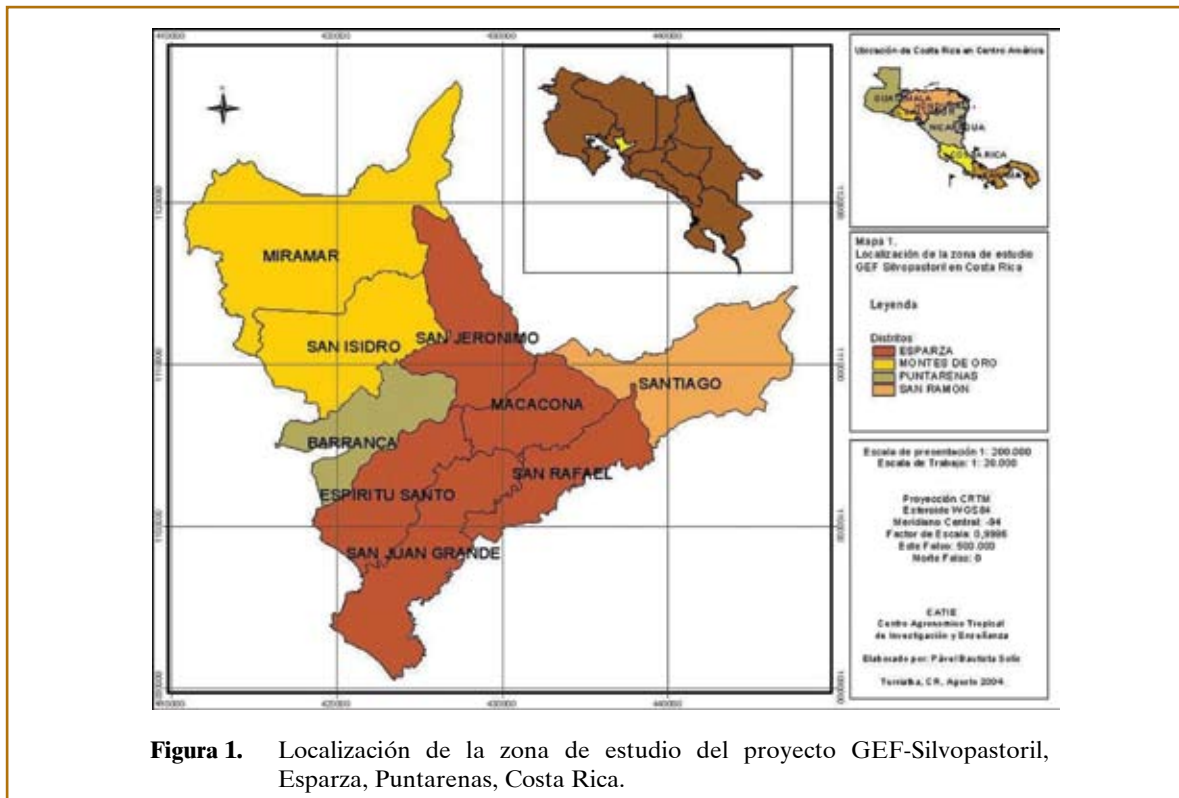


Figura 1. Localización de la zona de estudio del proyecto GEF-Silvopastoril, Esparza, Puntarenas, Costa Rica.

msnm; con una temperatura media anual de 27 °C; la precipitación anual está entre 1500 y 2000 mm, con una época lluviosa de mayo a octubre y una época seca de noviembre a abril. La humedad relativa varía entre 65 y 80%. La topografía varía desde plana hasta inclinada, con pendientes entre 0 y 30%. Los bosques remanentes y la vegetación predominante pertenecen a la zona de vida de bosque subhúmedo tropical (Holdrige 1967).

La actividad predominante en Esparza es la ganadería. El 63% de las fincas tiene un sistema de producción bovina de carne (cría y/o carne); el 34% tiene sistema de producción doble propósito (leche y/o carne); y un 3% son fincas con sistemas de producción diversos (leche, agricultura + ganadería y agricultura). Las especies de pastos más utilizadas son *Brachiaria brizantha* e *Hyparrhenia rufa*. El paisaje se encuentra conformado por una matriz predominante de pasturas, remanentes de bosque, cultivos de caña y plantaciones forestales (66, 20, 10 y 4%, respectivamente). Las fincas presentan diferentes tipos de cobertura arbórea, conservados por los productores para múltiples propósitos (leña, madera y sombra para ganado, entre otros).

Se seleccionaron ocho hábitats predominantes en el paisaje agropecuario: fragmentos de bosque secundario (BS), bosques ribereños (BR), tacotales (TAC), potreros con pasturas mejoradas de alta densidad arbórea (PMAD, con 15–30% de cobertura arbórea), potreros con baja cobertura arbórea (PMBD, con 1-15% de cobertura arbórea), potreros con pasturas degradadas con dominancia de vegetación herbácea y arbustiva (PDV), cercas vivas simples (CVS) y cercas vivas multiestrato (CSM). Estos usos de la tierra se definieron siguiendo a Murgueito et ál. (2003). Se establecieron cinco transectos por cada uso de la tierra de 120 x 5 m (40 transectos en total).

Muestreo de mariposas

El muestreo de mariposas se llevó a cabo entre los meses de febrero a mayo de 2005. Durante el primer mes se realizó una salida preliminar, con una duración de 20 días, con el fin de preparar los sitios de muestreo y realizar un inventario preliminar de los taxa en estudio. Una vez culminada esta fase, se evaluaron los hábitats durante dos días por mes durante dos meses. Los transectos en los usos de la tierra o hábitat no lineales (BS, CH, PMAD, PMBD, PDV) se establecieron en sentido norte-sur en el centro de cada parcela. En los hábitats lineales (BR, CVM, CVS) los transectos se establecieron perpendiculares al curso de la quebrada o cerca viva.

Los transectos fueron recorridos varias veces a lo largo del día por un lapso de 45 minutos entre las 8:00 y las 16:00 horas, a un paso constante y uniforme, registrando y contando los individuos adultos de cada especie de mariposas, dentro de un margen de 2,5 m a cada lado de la línea base del transecto. Se observó y capturó las especies mediante el uso de una red entomológica, y se registró el número de individuos, el número del transecto, el tipo de uso del suelo (hábitat), altitud, actividad (percha, cópula y alimentación, entre otras) y hora. Los individuos pertenecientes a especies difícilmente reconocibles al vuelo o desconocidas fueron recolectados para su identificación mediante claves e ilustraciones de revisiones taxonómicas (D'Abreu 1981, 1984, 1987a, 1987b, 1989, 1994, 1995, DeVries 1987, 1997).



Thecla talayra (mariposa listada). Especie frecuente sobre el borde de los bosques en Esparza, Costa Rica (foto: D. Tobar)

Caracterización vegetal

Se estableció una parcela rectangular de 20 x 50 m, partiendo del centro del potrero y ubicándola en sentido norte-sur, para caracterizar la cobertura arbórea en el paisaje en BS, TAC, PMAD, PMBD y PDV. En los BR se estableció una parcela rectangular de 10 x 100 m en uno de los lados del curso de agua. Cuando el ancho del bosque ribereño fue menor a los 10 m, se establecieron dos parcelas de 5 x 100 m a ambos lados del curso de agua. En las CVS y CVM, se tomó una sección de 200 m lineales en donde se contaron e identificaron todos los árboles. En todas las parcelas se midieron todos los árboles y arbustos con un diámetro a la altura del pecho (dap) \geq a 5 cm. Las plantas no identificadas fueron llevadas al herbario de la Universidad Nacional de Costa Rica para su posterior identificación.

Análisis estadístico

Se calculó la abundancia, el índice de diversidad de Shannon-Weaver y la riqueza de especies de mariposas (Magurran 2003) para cada transecto establecido. Estos resultados fueron comparados estadísticamente mediante un análisis de varianza para un diseño completamente aleatorizado. Las diferencias entre las medias se probaron mediante la prueba de LSD Fisher. Los análisis se llevaron a cabo mediante el programa estadístico InfoStat (2004).

La riqueza de especies (S) observada en cada hábitat se comparó con el número de especies esperado con el estimador de primer orden Chao (CHAO 1). Se realizaron curvas de acumulación de especies (con 1000 aleatorizaciones) con el programa estadístico EstimateS v 7.0 (Cowell 2004). Se condujo un análisis de agrupamiento, con base en la composición de especies, empleando el índice de Dice, usando el programa InfoStat (2004). Se realizaron regresiones lineales simples para estudiar la relación entre la diversidad y estructura arbórea y la riqueza y abundancia de mariposas.

RESULTADOS

Se registraron un total de 4415 mariposas diurnas, pertenecientes a 66 especies, 50 géneros, 15 subfamilias y 5 familias. Las subfamilias con el mayor número de especies fueron Coliadinae, Heliconiinae, Nymphalidae, Riodininae y Satyrinae (Figura 2).

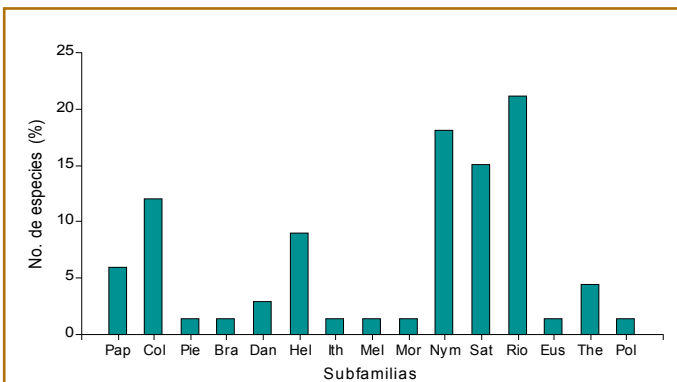


Figura 2. Distribución de la riqueza de especies de mariposas de las subfamilias registradas durante el período de muestreo en Esparza, Costa Rica. Pap = Papilioninae, Col = Coliadinae, Pie = Pierinae, Bra= Brasolinae, Dan: Danainae, Hel = Heliconiinae, Ith = Ithomiinae, Mel = Melitaeinae, Mor = Morphinae, Nym = Nymphalinae, Sat = Satyrinae, Eus = Euselasiinae, Rio = Riodininae, Po = Polyommatainae y The = Theclinae.

Las especies más abundantes en el área de estudio fueron: *Eurema daira* (Coliadinae) con 1282 individuos; *Hermeuptychia hermes* (Satyrinae) con 569; *Junonia evarete* (Nymphalinae) con 354; *Phoebis philea* (Coliadinae) con 280; *Magneuptychia lybie* (Satyrinae) con 193; *Eurema nise* (Coliadinae) con 187; *Dryas iulia* (Heliconiinae) con 150; *Phoebis sennae* (Coliadinae) con 123 y *Thecla talayra* (Lycaenidae) con 118. Estas especies son comunes y presentan rangos de distribución geográfica amplios (DeVries 1987), pero el 88% de las especies presentaron valores bajos de individuos registrados (Figura 3).

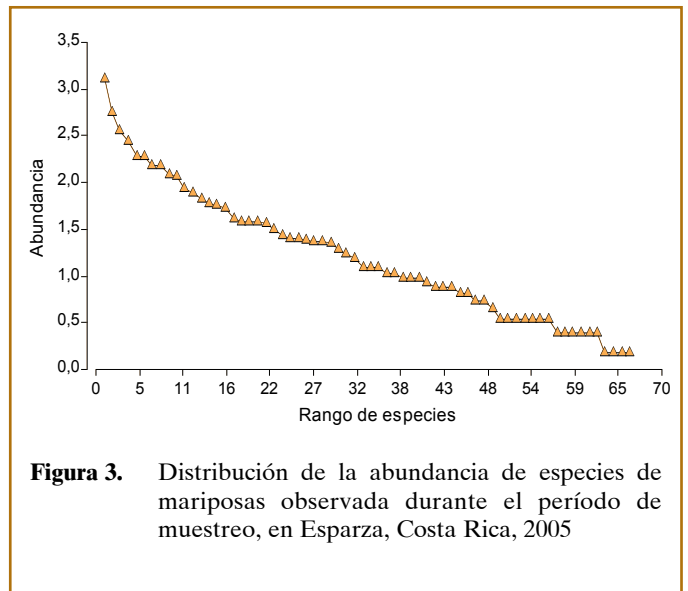


Figura 3. Distribución de la abundancia de especies de mariposas observada durante el período de muestreo, en Esparza, Costa Rica, 2005

Comparación entre los hábitat evaluados

En cada hábitat se presentó variabilidad en el número de especies e individuos (Cuadro 1). Se presentaron diferencias entre los valores promedio de la abundancia ($p = 0,0082$) y el número de especies de mariposas ($p < 0,0001$) entre los hábitat evaluados. En los BS, BR y TAC hubo un mayor número de especies, seguidos por las CVM, mientras que los valores más bajos se registraron en CVS y PMBD (Cuadro 1).

La mayor abundancia promedio de individuos se registró en los TAC, seguidos por las PMAD y BR, y los valores más bajos se encontraron en las CVM y CVS. (Cuadro 1). La diversidad de especies presentó diferencias entre los hábitat evaluados (Shannon-Wiever $p < 0,0001$). Los valores más altos del índice de Shannon se presentaron en BR, seguido de los TAC, BS y CVM; los valores más bajos se registraron en las PMBD y CVS (Cuadro 1).

Cuadro 1 Riqueza total (S_{TOTAL}) y abundancia total (N_{TOTAL}) de especies de mariposas observadas; y la riqueza promedio (S), abundancia promedio de especies (N) e índice de diversidad Shannon-Weaver (H), de la comunidad de mariposas en los hábitat evaluados en Esparza, Costa Rica, 2005

Hábitat	Bosque ribereño	Bosque secundario	Tacotal	Cerca viva multiestrato	Pastura mejorada de alta densidad	Pastura degradada con vegetación	Cerca viva simple	Pastura mejorada de baja densidad
S_{TOTAL}	46	46	41	34	27	26	23	18
N_{TOTAL}	657	620	701	440	481	660	338	518
Riqueza promedio	21 (d)	21 (d)	20 (d)	17 (c)	14 (bc)	14 (bc)	13 (ab)	10 (a)
Abundancia promedio	124(bcd)	131 (cd)	140 (d)	88(ab)	132 (cd)	96 (abc)	67 (a)	103 (abcd)
Índice de diversidad Shannon-Weaver	2,5 (d)	2,3 (cd)	2,4 (cd)	2,2 (c)	1,9 (ab)	1,8 (ab)	1,9 (b)	1,7 (a)

Nota: Letras distintas en las filas indican diferencias significativas según prueba de LSD Fisher ($p \leq 0,05$).

La composición de especies de mariposas entre hábitats fue diferente, presentándose dos grupos: hábitats boscosos (BS, BR, TAC) y hábitats abiertos (PMBD, PDV, CVS, PMAD, CVM). Los hábitats con una composición de mariposas más similar fueron CVM y PMAD (Figura 4). La mayoría de las especies registradas en el paisaje agropecuario son especies de áreas abiertas (DeVries 1987); sin embargo, de las 66 especies registradas el 51% son especies asociadas a áreas boscosas, y son especies típicas de ambientes perturbados (Figura 5).

Se encontró una relación positiva entre el número de especies arbóreas y de mariposas en cada hábitat ($p < 0,0001$, $r^2 = 0,65$; Figura 6), lo que parece indicar que la riqueza de mariposas está en función de la riqueza de especies arbóreas presentes en la región: a mayor número de especies arbóreas, mayor es el número de especies de mariposas.

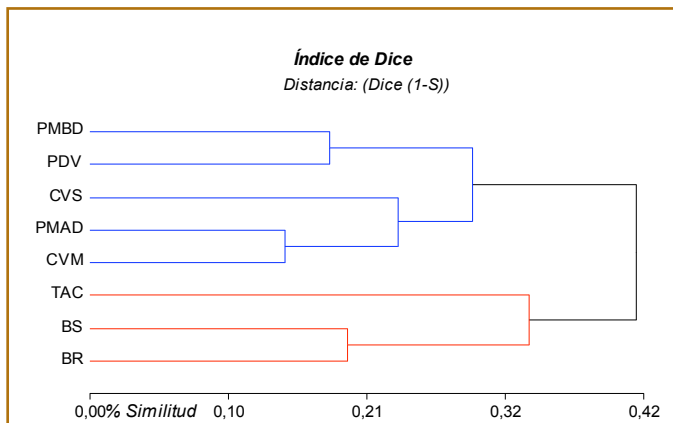


Figura 4. Análisis de conglomerado con base en la composición de especies de mariposas registradas en Esparza, Costa Rica. PMBD = pastura mejorada de baja densidad; PVD = potreros con pasturas degradadas con dominancia de vegetación herbácea y arbustiva; CVS = cerca viva simple; PMAD = pastura mejorada de alta densidad; CVM = cerca viva multiestrato; TAC = tacotal; BS = bosque secundario, BR = bosque ribereño.

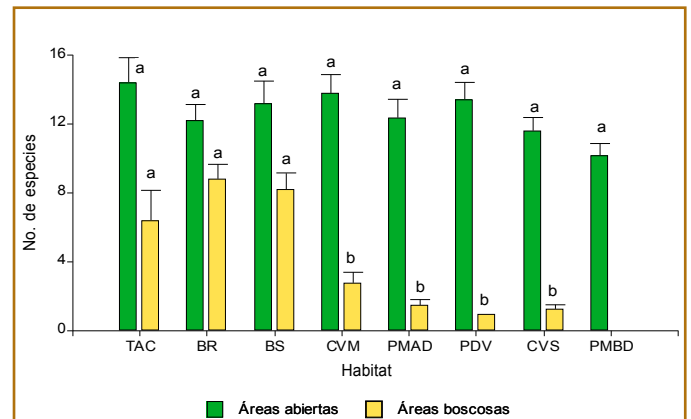


Figura 5. Valores promedio de especies de mariposas según la preferencia de hábitat (Áreas abiertas y áreas boscosas). TAC = tacotal; BR = bosque ribereño; BS = bosque secundario; CVM = cerca viva multiestrato; PMAD = pastura mejorada de alta densidad; PVD = potreros con pasturas degradadas con dominancia de vegetación herbácea y arbustiva; CVS = cerca viva simple; PMBD = pastura mejorada de baja densidad. Letras distintas en barras del mismo color indican diferencias significativas según prueba de LSD Fisher ($p \leq 0,05$).

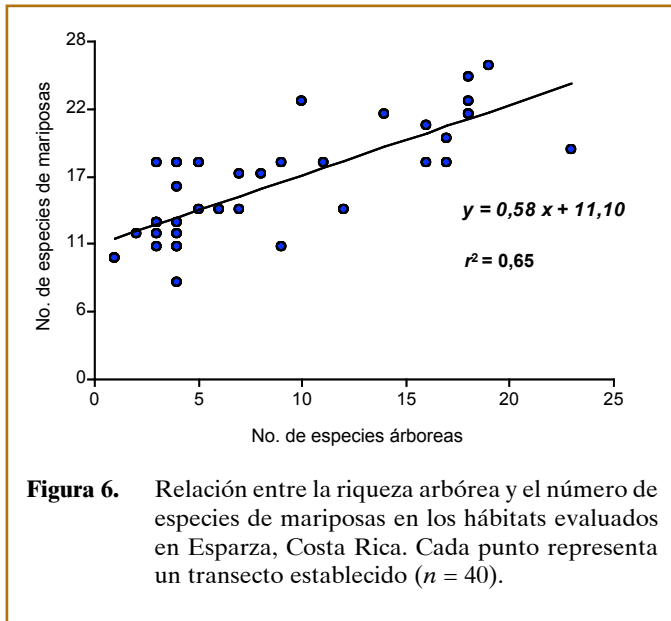


Figura 6. Relación entre la riqueza arbórea y el número de especies de mariposas en los hábitats evaluados en Esparza, Costa Rica. Cada punto representa un transecto establecido ($n = 40$).

Estimación de la riqueza de especies

Ninguna de las curvas de acumulación de especies de mariposas en los hábitats evaluados alcanzó a estabilizarse (Figura 7); sin embargo, los valores de la riqueza esperada en los diferentes hábitats no difieren mucho del valor de riqueza observado, donde los porcentajes de especies observadas varían entre el 71 y 97% (Cuadro 2). Estos resultados indican que, a pesar de no ser inventarios completos, los valores obtenidos permiten hacer comparaciones confiables entre los hábitats evaluados, y sería posible encontrar más especies con un mayor tiempo y esfuerzo de muestreo.

DISCUSIÓN

Los hábitats con mayor diversidad florística (BS, BR y TAC) presentaron los valores más altos de riqueza y abundancia de mariposas, quizás porque en estos hábi-

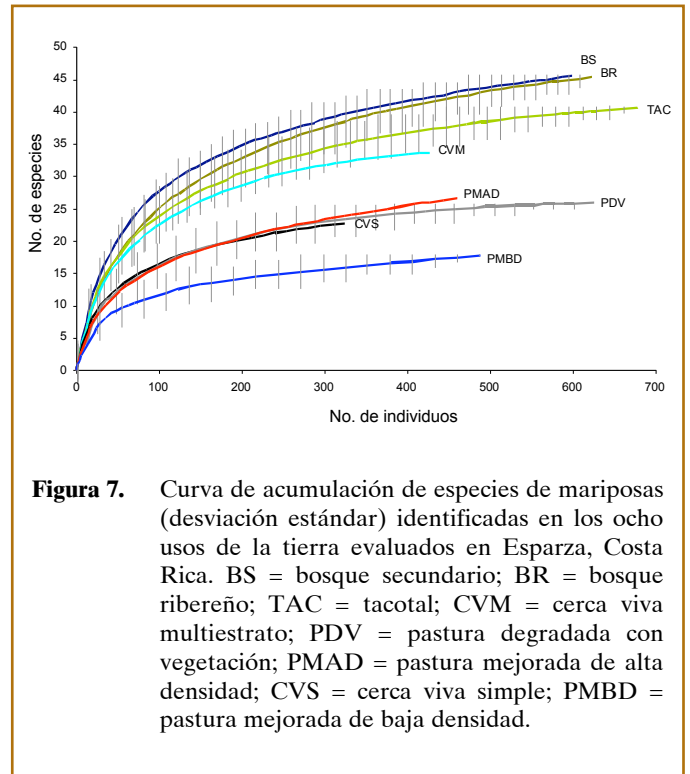


Figura 7. Curva de acumulación de especies de mariposas (desviación estándar) identificadas en los ocho usos de la tierra evaluados en Esparza, Costa Rica. BS = bosque secundario; BR = bosque ribereño; TAC = tacotal; CVM = cerca viva multiestrato; PDV = pastura degradada con vegetación; PMAD = pastura mejorada de alta densidad; CVS = cerca viva simple; PMBD = pastura mejorada de baja densidad.

tats se presenta una regeneración natural y una productividad elevadas, capaces de mantener poblaciones viables de especies de mariposas (Meffe y Carrol 1997). La presencia de árboles y arbustos en las cercas vivas permanentes y las pasturas mejoradas con alta densidad de árboles ($30 \text{ árboles ha}^{-1}$) no solo puede permitir el movimiento de varias especies que habitan y circundan el paisaje agropecuario (Haddad 1999), sino que puede ser un elemento importante para la conservación de mariposas en el paisaje agropecuario si se mantiene una diversidad de especies de árboles y arbustos que ofrezcan una variedad de recursos alimenticios (flores, frutos, excrementos; Tobar et ál. 2001), plantas hospederas,

Cuadro 2. Número de especies observadas y esperadas de mariposas según el estimador de riqueza de primer orden CHAO (CHAO1), para los hábitats evaluados en Esparza, Costa Rica

Hábitat	Bosque secundario	Bosque ribereño	Tacotal	Cerca viva multiestrato	Pastura mejorada de alta densidad	Pastura degradada con vegetación	Cerca viva simple	Pastura mejorada de baja intensidad
No. especies observadas	46	46	41	34	27	26	23	18
No. especies esperadas	63	52	44	35	38	27	29	21
Esfuerzo de muestreo (%)	73	89	93,2	97,1	71	96	79,3	85,7

sitios de descanso o percha, además de reducir el efecto negativo de la formación de pastizales en monocultivo sobre las poblaciones de mariposas (Haddad 1999, Harvey et ál. 2005).

Los valores bajos de diversidad de mariposas en las pasturas mejoradas de baja densidad de árboles y las cercas vivas simples podrían relacionarse con la baja diversidad florística (plantas arbustivas y/o arbóreas) de estos hábitats, generada por el manejo de la pastura, el pastoreo del ganado, uso de herbicidas, podas y chapeas, que ocasionan cambios en la composición, alteración en el crecimiento y diversidad de la vegetación (Kruss y Tscharrntke 2002).

Los resultados del análisis de conglomerado mostraron que en el paisaje agropecuario la comunidad de mariposas está caracterizada por dos grupos de especies bien definidos. El primero está dominado por mariposas relacionadas a sitios con cobertura arbórea y mayor diversidad florística (BS, BS y TAC) e incluye la mayor cantidad de especies dependientes de bosque, como *Ascia monuste*, *Charis anius*, *Eurybia elvina*, *Juditha molpe*, *Marpesia alcibiades*, *Siproeta stelenes*, *Taygetis andromeda* y *Tithorea harmonia*. El segundo grupo se conformó por especies asociadas a ambientes perturbados, y fue el dominante en el paisaje: *Anartia fatima*, *Eurema nise*, *Eurema daira*, *Phoebis philea*, *Siproeta stelenes*, *Agraulis vanillae* y *Danaus plexippus*.

CONCLUSIONES

Los bosques secundarios, bosques riparios, tacotales y cercas vivas multiestrato son los hábitats más ricos en especies de mariposas diurnas en el paisaje ganadero de Esparza, lo cual podría estar relacionado con la gran variedad de plantas con flores que se encuentran asociadas a estos usos.

En los sistemas silvopastoriles (pasturas con alta densidad de árboles y cercas vivas multiestrato o permanentes), la diversidad de árboles y arbustos favorece la mayor riqueza de especies de mariposas diurnas en comparación con usos de la tierra con baja cobertura arbórea (pasturas con baja densidad de árboles y cercas vivas simples). Estos sistemas, combinados con la vegetación remanente en el agropaisaje (remanentes de bosque y bosques ribereños), pueden desempeñar un papel importante en la conservación de la biodiversidad en la región.



Heliconius hecale observada comúnmente en el interior de los relictos de bosque secundario en Esparza, Costa Rica (foto: D. Tobar)

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se realizó como parte del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas, financiado por GEF, FAO y Banco Mundial y ejecutado por CATIE en Costa Rica, CIPAV en Colombia y Nitlapán en Nicaragua. Se agradece a Rigoberto Granados, Jorge Cervantes y Román Morera por su apoyo durante la fase de campo, y a los productores por permitir el acceso a las fincas, así como al Dr. Fabrice de Clerck por sus valiosos comentarios al manuscrito final.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Beier, P; Noss, RF. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241-1252.
- Cowell, RK. 2004. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.0. User's guide and application (en línea). Disponible en <http://viceroy.eeb.econn.edu/eESTIMATES>
- D'Abbrera, B. 1981. Butterflies of the Neotropical Region. Part 1. Papilionidae and Pieridae. London, UK, Hill House Publishers. 188 p.
- _____. 1984. Butterflies of the Neotropical Region. Part II. Danaidae, Ithomiidae, Heliconidae & Morphidae. London, UK, Hill House Publishers. 232 p.
- _____. 1987a. Butterflies of the Neotropical Region. Part III. Brassolidae, Acraeidae, Nymphalidae (partim). London, UK, Hill House Publishers. 140 p.
- _____. 1987b. Butterflies of the Neotropical Region. Part IV. Nymphalidae (Partim) London, UK, Hill House Publishers. 152 p.

- _____. 1989. Butterflies of the Neotropical Region. Part V, Nymphalidae (Conc.) and Satyridae. London, UK, Hill House Publishers. 197 p.
- _____. 1994. Butterflies of the Neotropical Region. Part VI, Riodinidae. London, UK, Hill House Publishers. 217 p.
- _____. 1995. Butterflies of the Neotropical Region. Part VII, Lycaenidae. London, UK, Hill House Publishers. 168 p.
- Daily, GC; Ehrlich, PR. 1996. Nocturnality and species survival. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 93: 11709–11712.
- DeVries, PJ. 1987. The butterflies of Costa Rica and their natural history. Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae. Princeton University Press. 327 p.
- _____. 1997. Butterflies of Costa Rica and their natural history: volume II (Riodinidae) New Jersey, US, Princeton University Press. 288 p.
- Gibbs, JP; Stanton, EJ. 2001. Habitat fragmentation and arthropod community change: Carrion beetles, phoretic mites and flies. *Ecological Applications* 11: 79–85.
- Haddad, NM. 1999. Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications* 153 (2): 215-227.
- Harvey, CA; Haber, WA. 1998 Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44 37-68.
- _____; Villanueva, C; Villacís, J; Chacon, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Saenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Pérez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Kunth, S; Sinclair, F. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 111:200-230.
- _____; Tucker, N; Estrada, N. 2004. Live fences, isolated trees and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. *In* G. Schroth, G.A; Fonseca, B; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AMN. eds. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington, US, Island Press. p. 261-289.
- Hill, CJ. 1995. Linear strips of rain forest vegetation as potential dispersal corridors for rain forest insect. *Conservation Biology* 9(6): 1559-1566.
- Holdrige, LR. 1967. Life zone ecology. San José, CR, Centro Científico Tropical. 206 p.
- Ibrahim, M; Holmann; Hernandez, M; Camero, A. 2000. Contribution of *Erythrina* protein banks and rejected bananas for improving cattle production in the humid tropics. *Agroforestry Systems* 49: 245-254.
- _____; Schlonvoigt, A. 1999. Silvopastoral systems for degraded lands in the humid tropics. Environmental friendly silvopastoral alternatives for optimising productivity of livestock farms: CATIE's experience. *In* *Semana Científica, CATIE* (4, 1999). Actas. Turrialba, CR, CATIE. p. 277-282.
- InfoStat. 2004. InfoStat, versión 2004. Manual del Usuario. 1 ed. Argentina, Universidad Nacional de Córdoba- Editorial Brujas Argentina. 314p
- Kremen, C; Colwell, R; Erwin, T; Murphy, D; Noss R; Sanjayan, M. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7(4): 796-808.
- _____. 1994. Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar. *Ecological applications* 4(3): 407-422.
- Kruess, A; Tschamtkke, T. 2002. Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation biology* 16(6):1570-1580.
- Magurran, A. 2003. Measuring biological diversity. Oxford, UK, Blackwell Publishing. 256 p.
- Meffe, GK; Carroll, CR. 1997. Principles of conservation biology. 2 ed. Sunderland, US, Sinauer Associates. 454 p.
- Murgueitio, E; Calle, Z. 1998. Diversidad biológica en sistemas de ganadería bovina en Colombia. Conferencia electrónica de la FAO sobre agroforestería para la producción animal en Latinoamérica (en línea). Consultado 27 ene. 2005. Disponible en <http://fao.org/>.
- _____; Ibrahim, M; Ramírez, E; Zapata, A; Mejía, C; Casasola, F. 2003. Usos de la tierra en fincas ganadera. Guía para el pago de servicios ambientales del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas. Cali, CO, CIPAV. 97 p
- Tobar, D; Rangel-CH, JO; Andrade-C, G. 2001. Las cargas polínicas de las mariposas (Lepidoptera: Rophalocera) de la parte alta de la cuenca del río Roble - Quindío - Colombia. *Caldasia* 23(2): 549-557.

Avances de Investigación

Escorrentía superficial e infiltración en sistemas ganaderos convencionales y silvopastoriles en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica

Ney Ríos¹; Aura Y. Cárdenas²; Hernán J. Andrade¹; Muhammad Ibrahim¹; Francisco Jiménez¹; Freddy Sancho³; Elías Ramírez²; Bismark Reyes²; Alfredo Woo²

Palabras clave: sistemas silvopastoriles; bosque secundario; usos de la tierra

RESUMEN

La demanda de agua dulce se duplica cada veinte años, a un ritmo dos veces mayor que el crecimiento de la población mundial. Pese a su gran importancia, el agua es uno de los recursos naturales más degradados a nivel mundial, debido principalmente a la reducción de la cobertura forestal y a los cambios en el uso del suelo que reducen la capacidad de captación y almacenamiento de agua en los mantos acuíferos. En este trabajo, se evaluó la infiltración y la escorrentía superficial en pasturas nativas sobrepastoreadas sin árboles, bancos forrajeros, pasturas mejoradas con árboles y tacotales en la época lluviosa (mayo a noviembre) en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica. Los suelos evaluados fueron similares en los sistemas en Nicaragua y Costa Rica (Alfisolos e Inceptisolos, respectivamente). En ambas localidades, los suelos presentan textura franca a franca arcillosa con pendientes moderadas a altas. La escorrentía superficial fue evaluada mediante la instalación de tres parcelas de escorrentía por sistema. La capacidad de infiltración fue estimada mediante el método de inundación o anillos concéntricos, realizando tres pruebas simultáneas en cada sistema. Las pasturas nativas sobrepastoreadas presentaron la mayor escorrentía superficial, la cual fue cuatro y cinco veces más alta que la del tacotal; dos y tres veces mayor que la de la pastura mejorada con árboles; y siete y once veces más que la del banco forrajero en Costa Rica y Nicaragua, respectivamente. El tacotal mostró la mayor capacidad de infiltración en comparación con los demás sistemas, mientras que las pasturas arboladas tuvieron mayor infiltración que las pasturas nativas sobrepastoreadas. Los árboles dispersos en pasturas nativas o mejoradas disminuyen la escorrentía superficial e incrementan la infiltración, favoreciendo la conservación de agua en las fincas ganaderas.

Superficial runoff and infiltration in conventional livestock production and silvopastoral systems in the sub-humid tropics of Nicaragua and Costa Rica

Keywords: silvopastoral systems, secondary forest, land uses

ABSTRACT

Demand for sweet water doubles every twenty years, at twice the rate of world population growth. However, water is one of the most degraded natural resources in the world, due mainly to the decrease in forested lands and changes in land use that reduce the capacity for water reception and storage in aquifer mantels. Superficial runoff and infiltration rates were evaluated in native overgrazed pastures without trees, native pastures with trees, improved pastures with trees and young secondary forests (*tacotal*) in the rainy season in the sub-humid tropics of Nicaragua and Costa Rica. The soils evaluated were similar for land use systems in Nicaragua and Costa Rica (Alfisolos and Inceptisolos, respectively). In both localities, soil texture was loam to clay loam, with a sloping landscape. Surface runoff was estimated with three runoff plots per system. Infiltration capacity was estimated by the double ring infiltration method. Native overgrazed pastures without trees presented the highest surface runoff, which was four and five times greater than that of young secondary forests; two and three times higher than that of improved pasture with trees; and seven and 11 times greater than that of fodder banks in Costa Rica and Nicaragua, respectively. Young secondary forests showed the highest infiltration capacity compared to the other systems, while the pasture with trees had a higher infiltration rate than native overgrazed pastures. Isolated trees in native or improved pastures decrease the surface runoff and increase the infiltration of water, which can lead to water conservation on cattle farms.

¹ CATIE, Costa Rica. Correos electrónicos: jrios@catie.ac.cr (autor para correspondencia), handrade@catie.ac.cr, mibrahim@catie.ac.cr, fjimenez@catie.ac.cr.

² Nitlapán – UCA, Nicaragua. Correo electrónico: auracard@ns.uca.edu.ni.

³ Universidad de Costa Rica, Costa Rica. Correo electrónico: fsancho@cia.ucr.ac.cr.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, el cambio más importante en el uso del suelo en el trópico latinoamericano ha sido la conversión de bosques a pasturas (Kaimowitz 1996). Ante este escenario, en muchas regiones de Latinoamérica se ha intentado reconvertir los sistemas tradicionales de producción agropecuaria hacia sistemas intensivos que compatibilicen la producción con las acciones de conservación (Ibrahim 2001). Un manejo adecuado de las pasturas en el trópico debería incluir la introducción del componente arbóreo, o alternar al menos con fragmentos de bosque (Ibrahim et ál. 2001). En Nicaragua, el avance de la frontera agrícola y la falta de planificación y organización adecuadas para la gestión sostenible de los recursos naturales han provocado el deterioro ambiental, especialmente del recurso hídrico (Lorio et ál. 2004).

La cobertura vegetal desempeña un papel importante en la regulación del ciclo hidrológico (Walling 1980). Bajo condiciones de precipitación, la interceptación de la lluvia por las copas de los árboles reduce la cantidad de agua que cae al suelo (Ibrahim et ál. 2001). Asimismo, la presencia de árboles afecta la dinámica del agua de varias formas: i) actuando como barrera que reduce la escorrentía; ii) como cobertura, reduciendo el impacto de las gotas, y iii) como mejoradora del suelo, incrementando la infiltración y la retención de agua (Young 1997). Estos efectos dependen del tamaño del árbol, principalmente de su altura y la cobertura de copa. Un sistema silvopastoril (SSP) es una opción de producción agropecuaria que tiende a incrementar la productividad y el beneficio a los productores, así como a reducir los impactos ambientales negativos de los sistemas tradicionales (Pezo e Ibrahim 1996). Los SSP ofrecen mayores potencialidades que muchos sistemas agrícolas en el manejo de los recursos naturales (Murgueitio 2000). Una de las interacciones más importantes en los SSP es el efecto de los árboles sobre el balance hídrico del sistema (Wilson y Ludlow 1991). El presente estudio tuvo como objetivo estimar la escorrentía superficial e infiltración en sistemas de ganadería convencional y silvopastoril en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación fue realizada en fincas ganaderas de Nicaragua y Costa Rica. En Nicaragua, el estudio se realizó en la microcuenca del Río Paiwitas, Matiguás (12°54'18"-12°52'22"N; 85°40'45"-85°43'10"O; 224-500 msnm). El área presenta una precipitación media de

2200 mm año⁻¹ y una temperatura media anual de 26 °C. En Costa Rica, la investigación se desarrolló en la subcuenca del Río Jabonal, cuenca del río Barranca (10°4'12"-10°12'00"N; 84°38'24"-84°41'24"O; 700 msnm). La zona presenta una precipitación media de 3200 mm año⁻¹, una temperatura media anual de 22 °C y una humedad relativa del 90%. En ambas localidades, la época lluviosa cubre de mayo a noviembre. Los suelos de los sitios se clasifican como Alfisoles e Inceptisoles para Nicaragua y Costa Rica, respectivamente (USDA 1999). Los suelos de ambos sitios son de textura franca a franca arcillosa, quebrados, fuertemente ondulados, con zonas escarpadas y pendientes de entre 20 y 60%.

Sistemas evaluados

Los sistemas se seleccionaron de acuerdo con su representatividad en las zonas de estudio, el tipo de suelo y pendientes de 25 - 35 %, de modo tal que los impactos de los sistemas sobre las variables hidrológicas se debieran al efecto de la vegetación y no a efectos del suelo y/o pendiente.

En Nicaragua, los sistemas evaluados fueron: (i) pasturas nativas sobrepastoreadas (PNS; pastos bajo pastoreo continuo sin presencia de árboles); (ii) banco forrajero de gramíneas (BFG; instalado hace 6 años, pasto 'King grass' bajo corte y acarreo sin presencia de árboles); (iii) pasturas mejoradas con árboles (PMA; establecidas hace 2 años con *Brachiaria brizantha* y alta densidad de árboles, es decir, más de 30 árboles ha⁻¹ y una riqueza de 30 especies de árboles); (iv) tacotal pastoreado (TAC; establecido hace 17 años, sin presencia de pastos, con una riqueza de 23 especies de árboles y arbustos, bajo pastoreo rotacional o ramoneo).

En Costa Rica, los sistemas evaluados fueron: (i) pasturas nativas sobrepastoreadas (PNS; pastura de *Paspalum* spp. establecida hace 10 años; no presenta árboles y se maneja bajo pastoreo continuo; presenta signos evidentes de compactación y erosión); (ii) banco forrajero de leñosas (BFL; establecido hace 14 años con *Cratylia argentea* y manejado mediante corte y acarreo); (iii) pastura mejorada con árboles (PMA; instalada hace 10 años y dominada por *Brachiaria decumbens* usado en pastoreo rotativo, con una densidad de árboles mayor a 30 individuos ha⁻¹ y una riqueza de 4 especies de árboles); (iv) tacotal (TAC; establecido hace 30 años y bajo manejo selectivo de la regeneración natural. Este sistema presentó una abundancia mayor a 50 árboles ha⁻¹ y una riqueza de 14 especies de árboles).

Variables evaluadas

Caracterización de la vegetación

Se caracterizó la estructura horizontal y vertical de los sistemas en Costa Rica. La caracterización horizontal se realizó mediante un muestreo en una parcela de 20 x 50 m, la cual fue dividida en subparcelas de 10 x 10 m. En cada subparcela, con ayuda de un marco metálico de 0,50 x 0,50 m y mediante la observación directa, se estimó el porcentaje de cobertura de pasto, maleza y de suelo desnudo (sin cobertura herbácea viva). La caracterización de la estructura vertical se realizó mediante la estimación del porcentaje de cobertura vegetal en tres estratos de altura (0-2, 2-9 y 9-20 m); en la que se evaluó la riqueza y abundancia de árboles y arbustos mediante la identificación y el conteo de los individuos. Asimismo, se estimó la altura y el diámetro a la altura del pecho (dap) de los árboles, así como la cobertura arbórea, con el uso de un densitómetro.

Escorrentía superficial

Se establecieron tres parcelas de escorrentía (5 x 10 m) en sitios de pendiente similar en cada uso del suelo. Al final de la parcela de escorrentía se instaló una manguera que recolecta el agua y la lleva a un recipiente almacenador. La pérdida de agua escurrida durante lluvias mayores a 20 mm se evitó usando dos recipientes; en el segundo recipiente se recolectó solamente una fracción del agua escurrida, 1/15 y 1/8 del primer recipiente para Costa Rica y Nicaragua, respectivamente (Figura 1). La fracción de agua por recolectar se estimó mediante el cálculo de la posible agua escurrida en el área de la parcela de escorrentía ante un posible evento 10% superior

al de la máxima precipitación registrada en la zona. Las mediciones se registraron por las mañanas (6:00–9:00 h) durante los meses de septiembre a noviembre. La medición del volumen de agua escurrida de las parcelas de escorrentía se realizó con una regla graduada, midiendo el nivel del agua en el Recipiente 2. El agua de este recipiente se evacuó después de cada lectura. El Recipiente 1 se mantuvo lleno de agua durante todo el período de evaluación. Asimismo, se verificó que los recipientes quedaran nivelados para la próxima lectura; en el primero para asegurar una pérdida de agua equitativa, y en el segundo para realizar la lectura del nivel de agua. Se llevó a cabo un mantenimiento diario de los bordes de la parcela para evitar la entrada y salida de agua de la parcela. El cálculo de la escorrentía superficial de la parcela de escorrentía se hizo midiendo el volumen en el segundo recipiente, el cual fue multiplicado por la cantidad de salidas del primer recipiente (8 y 15 para Nicaragua y Costa Rica, respectivamente). La precipitación se midió mediante un pluviómetro de 127 mm de capacidad, instalado en la parte superior de cada parcela de escorrentía.

Infiltración

La capacidad de infiltración se estimó a través del método de inundación o anillos concéntricos. Se realizaron tres pruebas simultáneas en cada sistema evaluado, haciendo las pruebas en la parte superior, media y baja de cada parcela de escorrentía. El método consiste en instalar dos cilindros: uno interno, de 30 cm de diámetro y 30 cm de altura, y uno externo, de 50 cm de diámetro con una altura de 20 cm. El anillo externo se introdu-

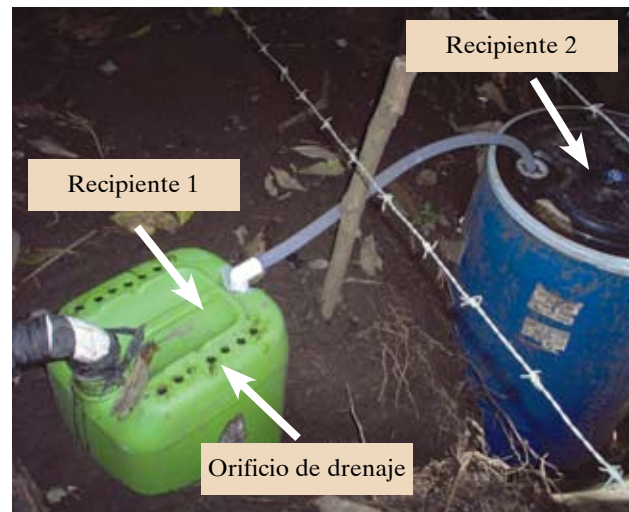


Figura 1. Sistema de recolección y drenaje de la parcela de escorrentía en Esparza, Costa Rica

jo en el suelo hasta 5 cm de profundidad y el interno hasta 10 cm. Durante todo el tiempo de la prueba, el anillo externo se mantuvo con una lámina de agua de 5 cm. El anillo interno fue llenado y ahí se realizó la lectura con ayuda de una regla graduada, a intervalos de 1, 2, 3, 4, 5, 10, 20, 30, 45, 60, 90 y 120 minutos. El nivel mínimo de agua del anillo interno fue de 7 cm. Se promedió la velocidad de infiltración por sistema para cada intervalo de tiempo. Una vez obtenidos los datos, se ajustó una curva usando la ecuación de Kostyakov, $I = at^{b-1}$ (Henríquez y Cabalceta 1999), donde I es la infiltración (cm h^{-1}), t es el tiempo (horas), a es el intercepto y b la pendiente de la curva. Se estimó la velocidad de infiltración promedio a una hora después de iniciado el proceso de infiltración.

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de varianza con tres muestras para la escorrentía superficial y la infiltración. Se probó un modelo de regresión donde la variable independiente fue el tiempo y la dependiente la velocidad de infiltración. Con la finalidad de conocer el grado de correlación entre la cobertura vegetal y los parámetros hidrológicos evaluados, se realizó un análisis de correlación entre estas variables recolectadas en Costa Rica. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa InfoStat (2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Escorrentía superficial

La escorrentía superficial fue estadísticamente diferente en los sistemas evaluados ($p < 0,05$) en ambas localidades. Las PNS presentó una escorrentía superficial entre 28 y 48%, la cual fue de cuatro a cinco veces mayor a la del tacotal (7 y 10,5% para Costa Rica y Nicaragua, respectivamente), de dos a tres veces mayor a la de la pastura mejorada con árboles y de siete a once a veces mayor que la del banco forrajero. Aunque la menor escorrentía se encontró en bancos forrajeros y sistemas con árboles, el mayor impacto en la disminución de escorrentía se encontraría al sustituir pasturas nativas por mejoradas (Figura 2).

La escorrentía superficial en los sistemas de uso del suelo en Costa Rica estuvo influenciada por la cobertura arbórea y su área basal ($R = -0,71$, $p = 0,01$; $R = -0,67$, $p = 0,02$, respectivamente), mostrando que el incremento en la cobertura arbórea disminuye la escorrentía superficial. Estos resultados son congruentes con los reportados por Hong (1978) y Humphreys (1991), quienes concluyen escorrentía superficial está

inversamente relacionada con la cobertura vegetal. De esta forma, en áreas con un alto porcentaje de suelo desnudo, como en las pasturas nativas sobrepastoreadas (PNS), se observa que la escorrentía superficial es mayor a cualquier intensidad de precipitación que en los sistemas con componente arbóreo (PMA). En los BF (gramíneas y leñosas) se observaron los niveles más bajos de escorrentía (Figura 3), a pesar de estar en su mayoría desprovistos de árboles. Esto se debe posiblemente a la alta densidad y a la elevada cobertura del suelo con hojarasca producto de los cortes y acarreo, que disminuye el impacto de las gotas de agua sobre el suelo y la velocidad del escurrimiento. Además del efecto de los factores físicos —tales como topografía, cobertura vegetal, pendiente y tipo de suelo— sobre la escorrentía superficial, existen factores antropogénicos, como el tipo de manejo. En los sistemas ganaderos, se evidencia que las pasturas arboladas pueden disminuir considerablemente la escorrentía superficial y, por consiguiente, contribuir a disminuir la erosión y aumentar la retención de agua en el suelo.

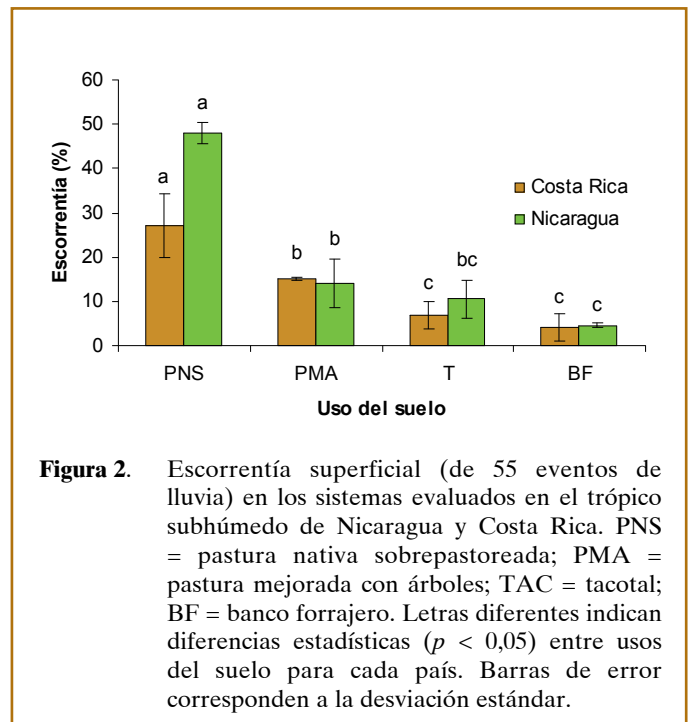


Figura 2. Escorrentía superficial (de 55 eventos de lluvia) en los sistemas evaluados en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica. PNS = pastura nativa sobrepastoreada; PMA = pastura mejorada con árboles; TAC = tacotal; BF = banco forrajero. Letras diferentes indican diferencias estadísticas ($p < 0,05$) entre usos del suelo para cada país. Barras de error corresponden a la desviación estándar.

Capacidad de infiltración

El tacotal mostró la mayor infiltración en comparación con los demás sistemas. Las pasturas arboladas tuvieron mayor infiltración que las pasturas nativas sobrepastoreadas (Cuadro 1). Esto coincide con los resultados de Suárez de Castro (1980), quien encontró una eficiencia de infiltración del 68,9 y 24,7% en bosques y pasturas, respectivamente. Se observó una tendencia similar en el

Cuadro 1. Capacidad de infiltración promedio en sistemas de producción ganadera y en un tacotal en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica

Sistema	Nicaragua			Costa Rica		
	Ecuación	R ²	Infiltración promedio (cm h ⁻¹)*	Ecuación	R ²	Infiltración promedio (cm h ⁻¹)*
PNS	$I = 0,08t^{-0,82}$	0,73	0,03	$I = 0,35 t^{-0,88}$	0,65	0,07
BF	$I = 0,39t^{-0,68}$	0,85	0,46	$I = 1,06 t^{-0,75}$	0,76	0,75
PMA	$I = 0,34t^{-0,58}$	0,68	0,81	$I = 0,25 t^{-0,71}$	0,8	0,23
TAC	$I = 0,34t^{-0,55}$	0,71	0,96	$I = 2,91 t^{-0,68}$	0,87	3,54

Nota:* Infiltración promedio a 1 hora de iniciada la prueba. PNS = pastura nativa sobrepastoreada; BF = banco forrajero de gramíneas; PMA = pastura mejorada con árboles; TAC = tacotal pastoreado.

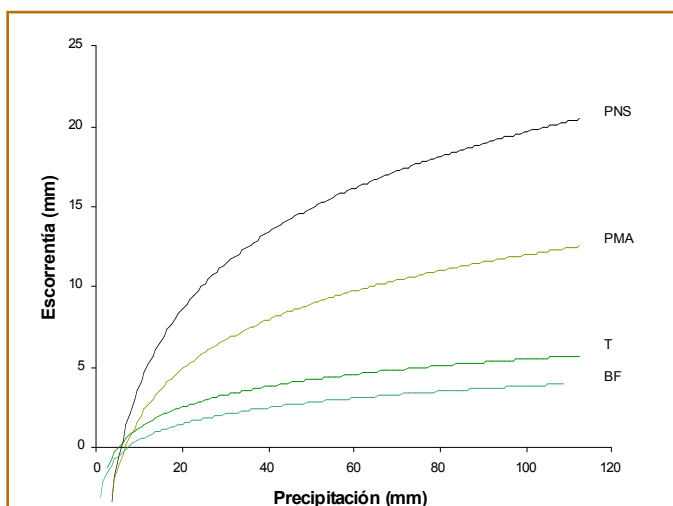


Figura 3. Relación entre escorrentía y precipitación en los sistemas evaluados en el trópico subhúmedo de Costa Rica. PNS = pastura nativa sobrepastoreada; PMA = pastura mejorada con árboles; TAC = tacotal y BF = banco forrajero.

banco forrajero de gramíneas, las cuales a pesar de no tener cobertura arbórea sí presentan una alta cobertura de suelo. En las pasturas nativas sobrepastoreadas, se observó una capacidad de infiltración baja debida principalmente al sobrepastoreo, que conduce a la compactación de los suelos y disminuye el espacio poroso y la capacidad de infiltración (Singh y Gupta 1990, Takar et ál. 1990).

La capacidad de infiltración estuvo influenciada por la cobertura arbórea ($R = 0,75, p = 0,01$) y por el área basal ($R = 0,78, p < 0,01$). Los sistemas con mayor cobertura presentaron los mayores valores de infiltración, debido quizás al efecto esponja del *mulch* que se encontraba sobre el suelo, el cual permite que el agua se mantenga

a lo largo de la lluvia (Musgrave y Nichols 1942, Adams 1966). La intensidad del pastoreo en los sistemas ganaderos (PNS y PMA) es un factor que pudo afectar la capacidad de infiltración, debido principalmente a la compactación del suelo por el pisoteo del ganado (Singh y Gupta 1990, Takar et ál. 1990).

CONCLUSIONES

- Los incrementos en la cobertura arbórea contribuyen a disminuir la escorrentía superficial con la consecuente disminución del potencial de erosión hídrica. La escorrentía superficial podría reducirse notablemente al transformar pasturas nativas sobrepastoreadas en pasturas mejoradas arborizadas; además, este sistema podría generar productos maderables para el consumo en la finca o la venta en mercados locales. La cobertura arbórea, más que la herbácea, contribuye a incrementar la infiltración en el suelo. El incremento de la eficiencia de infiltración de agua de lluvia es muy significativo en el balance hídrico, favoreciendo la disponibilidad de agua para la planta y mejorando la recarga hídrica.
- Se evidencia que los sistemas silvopastoriles brindan beneficios hidrológicos al contribuir a la infiltración y disminuir la escorrentía superficial en los mantos acuíferos de zonas de recarga, lo que beneficia la recarga y sustento del agua subterránea.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Adams, J. 1966. Influence of mulches on runoff, erosion and soil moisture depletion. *Soil Science* 30: 110-14.
- Henríquez, C; Cabalceta G. 1999. Guía practica para el estudio introductorio de los suelos con un enfoque agrícola. San José, CR. 122 p.
- Hong, A. 1978. Evaluation of the use of vegetative covers for soil conservation in FELDA. *Agricultural Journal of Malaysia* 51:335 -342.

- Humphreys, L. 1991. Tropical pasture utilization. Cambridge, UK, Cambridge University Press. 202 p.
- Ibrahim, M. 2001. Potencialidades de los sistemas silvopastoriles para la generación de servicios ambientales. Conferencia electrónica en potencialidades de los sistemas Silvopastoriles para la generación de servicios ambientales (en línea). Roma, IT, FAO. Consultado 1 ene. 2007. Disponible en: <http://www.virtualcentre.org/es/ele/conferencia3/conferencia.htm>
- _____; Schlonvoigt, A; Camargo, J; Souza, M. 2001. Multi-strata silvopastoral systems for increasing productivity and conservation of natural resources in Central America. *In* Gomide, JÁ; Mattos, WRS; Da Silva, RSC. eds. International Grassland Congress (19). Proceedings. Brasil, FEALQ. p. 645 – 650.
- InfoStat. 2002. InfoStat. Versión 1.1/Profesional. Manual del usuario. Grupo Infostat, FCA. Argentina, Universidad Nacional de Córdoba. p. 64–80.
- Kaimowitz, D. 1996. Livestock and Deforestation Central America in the 1980s and 1990s: A Policy Perspective. Indonesia, CIFOR. 88 p.
- Lorío Berrios, AL. 2004. Procesos organizativos, regulación y tecnología para el manejo y conservación del recurso hídrico y mitigación de la sequía, subcuenca del río aguas calientes, Nicaragua. Tesis Mag Sc. Turrialba, CR, CATIE. 150 p.
- Murgueitio, E. 2000. Sistemas agroforestales para la producción ganadera en Colombia. *Pastos y Forrajes* 23(3):235 - 250.
- Musgrave, G; Nichols, M. 1942. Organic matter in relation to land use. *Soil Sci. Soc. Am. Proc* 7:22-28.
- Pezo, D; Ibrahim, M. 1996. Sistemas Silvopastoriles: una opción para el uso sostenible de la tierra en sistemas ganaderos. *In* Foro Internacional sobre “Pastoreo intensivo sobre zonas tropicales” (I, 1996, Veracruz, MX). Memoria. Morelia, MX. p 39.
- Singh, R; Gupta, M. 1990. Impact of grazing on infiltration in forest ecosystems. *Journal of Tree Sciences* 9(2):82 - 85.
- Suárez de Castro, F. 1980. Conservación de suelos. San José, CR, IICA. 315 p.
- Takar, A; Dobrowski, J; Thurow, T. 1990. Influence of grazing, vegetation life-form, and soil type on infiltration rates and inter-rill erosion on Somalian rangeland. *Journal of Range Management* 43(6):486 – 490.
- USDA. 1999. Soil Taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 869 p.
- Walling, E. 1980. Water in the catchment ecosystem. *In* Water quality in catchment ecosystem. New York, US, John Wiley. p. 1-47.
- Wilson, JR; Ludlow, MM. 1991. The environment and potential growth of herbage under plantations. *In* Shelton, HM; Stür, WW. eds. Forages for plantations crops. Camberra, AU, ACIAR. p. 10-24. (ACIAR Proceedings No. 32).
- Young, A. 1997. Agroforestry systems for soil management. 2 ed. New York, US, CAB Internacional. 320 p.

Avances de Investigación

Efecto de los corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia

Julián Chará¹; Gloria Pedraza¹; Lina Giraldo¹; Denis Hincapié²

Palabras claves: macroinvertebrados; monitoreo biológico; pastoreo tradicional; quebradas andinas; sistemas silvopastoriles.

RESUMEN

En la cuenca del río La Vieja, en Colombia, los ambientes acuáticos han estado bajo presión como resultado de la deforestación, la expansión de la agricultura y las pasturas plantadas sin proteger las quebradas o riachuelos de la zona. Una de las estrategias planteadas para disminuir el impacto de las actividades humanas sobre los cuerpos de agua son los corredores ribereños. En este estudio, se evaluaron las características bióticas y abióticas de quebradas que drenan en microcuencas con dominancia de pasturas y se compararon esas características en quebradas con protección de corredores ribereños y sin ellos. Se seleccionaron 15 microcuencas ganaderas para obtener información sobre el hábitat, la calidad del agua y la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. Cinco de las 15 quebradas tenían protección mediante corredores ribereños. Las quebradas con corredores ribereños presentaron menor turbidez, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y coliformes y mayor diversidad de sustratos y porcentaje de piscinas que las quebradas sin protección. La abundancia relativa de macroinvertebrados de los órdenes Trichoptera y de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera combinados fue mayor en las quebradas protegidas, mostrando que el ambiente de estas es más adecuado para estos taxones, considerados sensibles a la perturbación. Los corredores ribereños demostraron su utilidad en la reducción del impacto negativo del pastoreo en microcuencas pequeñas de la cuenca del río La Vieja, al disminuir el deterioro de la calidad del agua y proveer un hábitat físico más favorable para la fauna acuática.

The effect of riparian corridors on the state of water sources in a cattle dominated landscape of the La Vieja river basin, Colombia

Key words: Andean streams; biological monitoring; macroinvertebrates; silvopastoral systems; traditional grazing.

ABSTRACT

In the La Vieja river watershed, Colombia, aquatic environments have been under high pressure as a result of deforestation, agricultural expansion and pasturelands established without protecting the streams. A proposed strategy to reduce the impact of human activities on streams is the establishment of riparian corridors. In this study, the biotic and abiotic characteristics of streams draining pasture-dominated catchments were evaluated by comparing streams with and without the protection of riparian corridors. Fifteen pasture-dominated watersheds were chosen to collect information about habitat, water quality and macroinvertebrate communities. Five out of the 15 watersheds had riparian corridors to protect the streams. Results showed that streams with riparian corridors presented lower turbidity, Biochemical Oxygen Demand (BOD₅) and coliforms in the water, and had more diversity of inorganic substrates. The relative abundance of the Trichoptera order and Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera combined was higher in the protected streams, showing that the stream environment is more suitable for these taxa, which are sensitive to perturbation. Riparian corridors proved useful in reducing the negative impact of cattle grazing on small watersheds of the La Vieja river catchment both by reducing water quality deterioration and by providing a better physical habitat for the aquatic fauna.

INTRODUCCIÓN

Desde la introducción del ganado bovino por los españoles en el siglo XVI, amplias áreas de terreno en zonas de ladera en la Región Andina de Colombia han sido transformadas en áreas de pastoreo extensivo (Etter y Wyngaarden 2000). En la actualidad, esta región es la más poblada del país a nivel urbano y rural

y sostiene una amplia actividad agrícola y ganadera. Se considera que el 70% de la cobertura boscosa de la región ha sido transformada y que cerca del 80% de la tierra deforestada está ocupada por pasturas (Etter y Wyngaarden 2000, Murgueitio e Ibrahim 2001).

¹ Fundación CIPAV. julian@cipav.org.co (autor para correspondencia). Correo electrónico: gloria@cipav.org.co; lina@cipav.org.co;

² Grupo LimnoBasE, Universidad de Antioquia. Correo electrónico: mairu03@gmail.com



Aspecto de una quebrada ganadera protegida por un corredor ribereño maduro en la cuenca del río La Vieja, Colombia. Foto: Julián Chará.

La cuenca del río La Vieja está ubicada en la región cafetera colombiana, y como tal, durante el último siglo sus ecosistemas naturales fueron transformados para establecer cultivos intensivos de café en la década del 80 y comienzos de los 90 del siglo pasado. La rentabilidad de la producción y la falta de orientación en aspectos ambientales hicieron que los cultivos se extendieran hasta la orilla de los riachuelos o quebradas de la zona, destruyendo la vegetación ribereña. Sin embargo, desde mediados de los 90, debido a la crisis de los precios internacionales del café, una parte importante de estos cultivos fue convertida a pasturas. Se calcula que entre 1992 y 1996 se convirtieron más de 14000 ha en potreros (Sadeghian et ál. 1999). Durante este proceso, las pasturas se sembraron hasta la orilla de los cuerpos de agua, aprovechando que no existía ninguna protección de las quebradas en los cultivos de café previamente establecidos. Estas transformaciones locales han generado impactos negativos importantes sobre el ambiente general de la zona, con pérdida de biodiversidad, deforestación (Murgueitio y Calle 1999), deterioro de suelos (Sadeghian et ál. 1999) y de los recursos hídricos (Chará et ál. 2004).

Se ha demostrado que las actividades humanas en las cuencas influyen sobre los ecosistemas de las quebradas o riachuelos que las drenan (Rothrock et ál. 1998, McFarland y Hauck 1999). La perturbación antrópica del paisaje sobre las cuencas hidrográficas mediante la agricultura, la deforestación y el pastoreo rompe las relaciones estructurales y funcionales entre los elemen-

tos del paisaje y la estabilidad del ambiente acuático (Schlosser 1991). Las principales influencias en la modificación del paisaje son el incremento de la descarga de sedimentos y nutrientes a las quebradas (Allan y Johnson 1997) y la pérdida de la capacidad reguladora de las microcuencas (Etter y Wyngaarden 2000). Entre las actividades humanas en las cuencas, el pastoreo del ganado es particularmente notable por el área que ocupa en muchas partes del mundo, en especial en los trópicos (Murgueitio e Ibrahim 2001). El pastoreo del ganado ejerce un gran impacto sobre los ambientes acuáticos, ya que compacta el suelo, reduce la infiltración e incrementa la escorrentía, lo cual disminuye la regulación hídrica en las cuencas (Weigel et ál. 2000). Las heces y la orina depositadas en el área de captación y dentro de las quebradas pueden incrementar los niveles de fósforo y nitrógeno en el agua (Lemly 1982). Además, el ganado afecta la vegetación y el suelo en el área ribereña con destrucción de las orillas y cambio en la morfología del cauce, lo que afecta la calidad fisicoquímica del agua y los hábitats de insectos acuáticos y peces (Sovell et ál. 2000). Adicionalmente, para quebradas pequeñas, la destrucción de la vegetación ribereña reduce la entrada de hojarasca al ambiente acuático, que es la principal fuente de energía de estos ecosistemas (Winterbourn y Townsend 1991, Osborne y Kovacic 1993).

Una de las estrategias planteadas para reducir el impacto de la agricultura sobre las corrientes de agua son los corredores ribereños, que son franjas de vegetación natural que se dejan crecer a ambos lados de las quebradas. Los corredores actúan como amortiguadores (*buffers*) entre el área de captación y la quebrada, reteniendo el exceso de sedimentos y nutrientes, reduciendo la velocidad de la escorrentía, proveyendo energía e incrementando la diversidad de hábitats (Osborne y Kovacic 1993). En la cuenca del río La Vieja, Colombia, en el marco del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (financiado por el Banco Mundial e implementado por CATIE en Costa Rica, CIPAV en Colombia y Nitlapán en Nicaragua), se está promoviendo la recuperación de algunas quebradas mediante el establecimiento de corredores ribereños. Este uso del suelo —de gran importancia desde el punto de vista de su contribución al mantenimiento de la biodiversidad y la captura de carbono— es, por su proximidad a las corrientes de agua, un elemento fundamental en la protección del recurso hídrico.

El presente estudio se realizó con el fin de conocer el estado de quebradas pequeñas de la zona ubicadas



Aspecto de una quebrada sin vegetación protectora en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia (foto: Julián Chará)

en microcuencas ganaderas, y de determinar el efecto de los corredores ribereños como una herramienta de protección del recurso hídrico. Para ello, se compararon quebradas que tenían algún grado de protección mediante corredores ribereños con quebradas en donde el ganado bovino pastoreaba sin restricciones hasta la orilla del cauce.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en microcuencas con predominancia de pasturas en la cuenca media del río La Vieja, Colombia. La mayoría de las quebradas escogidas se encuentran dentro de fincas que participan en el proyecto. Las microcuencas se ubicaron entre 3°24' y 4°41'N, y entre 75°42' y 76°31'O. La altitud de las quebradas varió desde 968 hasta 1665 msnm.

Se evaluaron 15 quebradas, de las cuales 10 estaban completamente desprotegidas y corrían a través de la matriz de pasturas, y cinco estaban protegidas por un corredor ribereño de más de 10 m de ancho a cada lado de la quebrada y sin acceso del ganado. Se descartaron quebradas con influencia marcada de usos de suelo distintos a la ganadería o con contaminación por aguas residuales de viviendas o explotaciones pecuarias.

La selección de los tramos y la realización de los muestreos se basó en una metodología descrita por Barbour et ál. (1999) y adaptada para la zona por Chará (2004).

Para cada quebrada se tomaron muestras de agua para realizar un análisis fisicoquímico y bacteriológico que incluyó las siguientes variables: temperatura, oxígeno disuelto, pH, turbidez, conductividad, nitrógeno amoniacal, fósforo total, sólidos suspendidos, demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), alcalinidad total, coliformes totales y coliformes fecales. Además, se seleccionó un tramo representativo de 100 m de longitud, donde se tomaron medidas de la morfología del cauce (ancho del canal, ancho de la corriente, profundidad, tipo de corriente, tipo de sustrato inorgánico y caudal).

Adicionalmente, se evaluó el estado de los macroinvertebrados acuáticos presentes mediante una red tipo D de 500 μ m de ojo de malla. Se realizaron 20 arrastres de los hábitats más representativos en proporción a su ocurrencia. Los hábitats muestreados fueron piedras, vegetación en el cauce, piscinas y hojarasca, entre otros. Los macroinvertebrados fueron preservados en alcohol para su posterior identificación. En el laboratorio se identificaron hasta el menor nivel taxonómico posible con la ayuda de un estereoscopio con aumento de entre 10 y 40X.

Análisis estadístico

Se realizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov con el programa InfoStat (2004) para determinar si existían diferencias estadísticas entre las quebradas desprotegidas y las quebradas protegidas con corredores ribereños para los parámetros estudiados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aspectos abióticos

Las quebradas desprotegidas presentaron valores promedio notablemente más altos para parámetros como turbidez, demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), sólidos suspendidos totales, y coliformes totales y fecales. Sin embargo, debido a la variabilidad entre quebradas de la misma clase, se encontraron diferencias significativas sólo para turbidez ($p < 0,05$; Cuadro 1). Los valores menores de turbidez encontrados en las quebradas con bosques ribereños confirman la utilidad de estos elementos para retener parte de la erosión proveniente del área de captación, tal y como lo mencionan varios estudios (Peterjohn y Correl 1984, Winterbourn y Townsend 1991, Moore y Richardson 2003). De igual manera, la tendencia hacia una mayor concentración de DBO_5 , sólidos suspendidos y coliformes en las quebradas sin protección obedece a que la materia fecal depositada en el área de captación y en las cercanías de la quebrada está aportando materia orgánica y patógenos al agua, ya

Cuadro 1. Parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos del agua en quebradas de zonas ganaderas en la cuenca del río La Vieja, Colombia (promedio \pm s)

Variable	Quebradas desprotegidas (n = 10)	Quebradas con corredor ribereño (n = 5)
pH	6,4 \pm 0,5 a	6,2 \pm 0,7 a
Alcalinidad total (mg l ⁻¹ CaCO ₃)	61,7 \pm 33,3 a	32,6 \pm 16,0 a
Turbidez (UNT) ^a	65,4 \pm 81,8 a	3,8 \pm 3,0 b
Conductividad (μ S cm ⁻¹)	102,7 \pm 51,9 a	111,8 \pm 70,0 a
Oxígeno disuelto (mg l ⁻¹)	4,7 \pm 2,3 a	5,0 \pm 2,2 a
DBO ₅ ^b (mg l ⁻¹)	16,4 \pm 24,0 a	5,4 \pm 0,9 a
N-NH ₃ (mg l ⁻¹)	0,14 \pm 0,26 a	0,30 \pm 0,39 a
PO ₄ (mg l ⁻¹)	0,32 \pm 0,33 a	0,10 \pm 0,01 a
Sólidos suspendidos (mg l ⁻¹)	88,0 \pm 141,8 a	17,6 \pm 13,2 a
Coliformes totales (NMP) ^c	93550 \pm 215530 a	4040 \pm 4807 a
Coliformes fecales (NMP)	91880 \pm 216198 a	4040 \pm 4807 a

Notas: ^a UNT = unidades nefelométricas de turbidez; ^b DBO₅ = demanda bioquímica de oxígeno; ^c NMP = número más probable. Diferentes letras en la misma fila indican diferencia estadística significativa según la prueba de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0,05$).

Cuadro 2. Características morfológicas del cauce en quebradas de la zona ganadera de la cuenca media del río La Vieja, Colombia (promedio \pm s)

Variable	Quebradas desprotegidas (n = 10)	Quebradas con corredor ribereño (n = 5)
Ancho del cauce (cm)	542,0 \pm 434,8 a	221,7 \pm 95,9 a
Ancho húmedo ^a (cm)	438,0 \pm 345,8 a	190,0 \pm 74,2 a
Profundidad promedio (cm)	9,7 \pm 5,1 a	34,1 \pm 41,0 a
Caudal (l s ⁻¹)	10,3 \pm 6,7 a	6,92 \pm 6,1 a

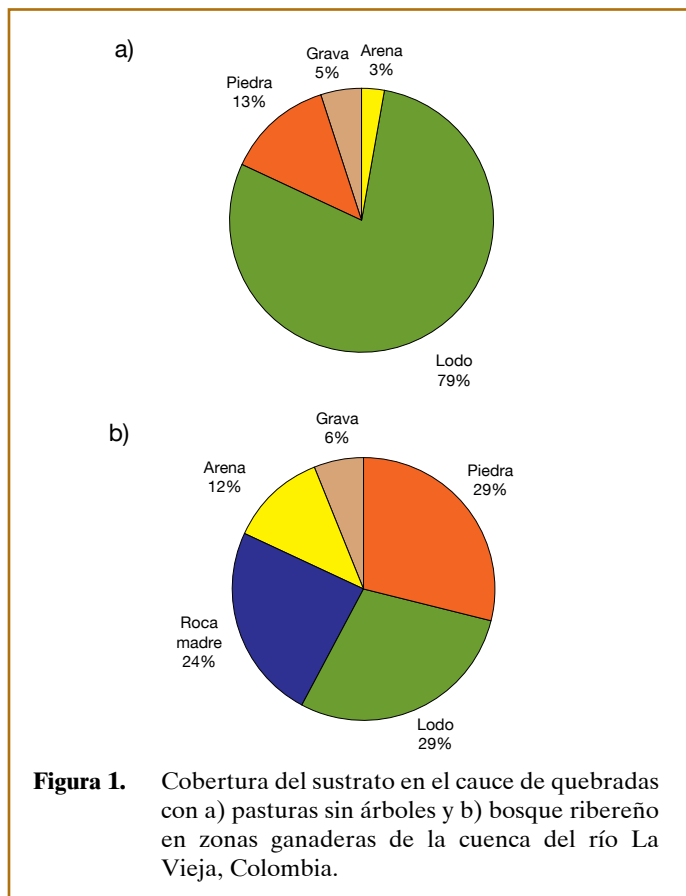
Nota: ^a Ancho húmedo = ancho del flujo de agua. Letras similares en la misma fila indican que no existe diferencia estadística significativa según la prueba de Kolmogorov-Smirnov ($p > 0,05$).

que éstos corren libremente por escorrentía. A diferencia de lo reportado por Lemly (1982), no se presentaron diferencias significativas en los niveles de nutrientes ni de coliformes, aunque para estos últimos se presentó un número mucho más alto en las quebradas sin protección ($p > 0,05$; Cuadro 1).

Se observa que existe una tendencia a las quebradas más anchas y menos profundas en los potreros (Cuadro 2), lo cual obedece posiblemente a la perturbación causada por el ganado sobre los canales, destruyendo las orillas y ampliando el cauce. En contraste, en las quebradas protegidas, las raíces de los árboles y la poca perturbación del ganado permiten que el cauce se mantenga más estable y angosto (Cuadro 2). Las dife-

rencias encontradas, sin embargo, no fueron estadísticamente significativas ($p > ,05$; Cuadro 2). Baillie y Davies (2002), en un estudio en Nueva Zelanda donde se compararon quebradas en microcuencas ganaderas con quebradas de zonas boscosas y áreas forestales, encontraron también que, aunque las quebradas de microcuencas ganaderas presentaron una tendencia a tener mayor ancho y menor profundidad, las diferencias no fueron significativas por la amplia variabilidad entre quebradas del mismo tipo.

El análisis del sustrato inorgánico demostró que el 79% del fondo del cauce en las quebradas sin protección estaba cubierto por lodo o limo, mientras que en las quebradas protegidas este material sólo se encontraba cubriendo el 29% del fondo (Figura 1). El mayor porcentaje de sustratos finos en las quebradas ganaderas es, aparentemente, producto de la erosión y perturbación del cauce por el ganado. En contraste, las quebradas protegidas con corredores ribereños tienden a presentar mayor porcentaje de sustratos gruesos, como piedras. Esta situación también explica en parte el mayor valor de turbidez encontrado en las quebradas sin protección pues el lodo, por ser un material fino, se mezcla fácilmente con el agua por la corriente natural o por las perturbaciones ocurridas en el cauce. Por otro lado, la mayor diversidad de sustratos en las quebradas con bosque ribereño garantiza una mayor oferta de hábitats para los organismos que habitan en ellas (Sovell et ál. 2000, Chará 2004).



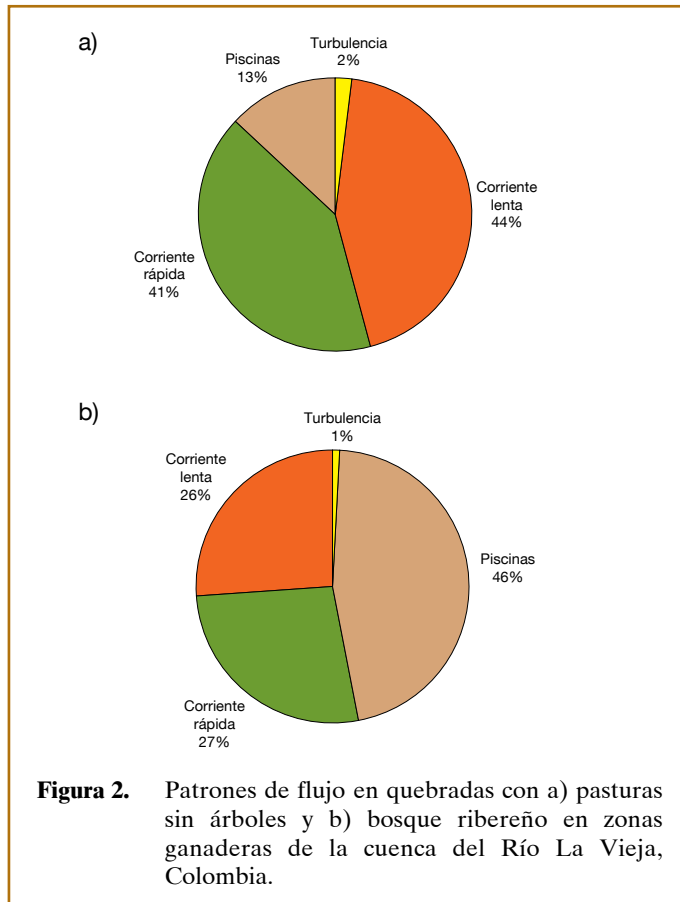
En las quebradas protegidas por bosque ribereño se encontró un porcentaje de piscinas significativamente mayor ($p < 0,05$) que en las quebradas desprotegidas, en donde este hábitat fue reemplazado por corriente lenta y corriente rápida (Figura 2). Esta situación puede ser consecuencia de la mayor cantidad de sedimentos y sustratos finos que tienden a acumularse en las piscinas donde la velocidad del agua disminuye. Al igual que para la diversidad de sustratos, el mayor porcentaje de piscinas y su combinación con otros tipos de flujo es de gran importancia para soportar una biota más diversa dentro de la quebrada (Barbour et ál. 1999). Los elementos abióticos del ecosistema acuático que se han mencionado, en especial el ambiente físico, coinciden con lo reportado por Sovell et ál. (2000). Estos investigadores señalaron que las áreas de pasturas que carecen de bosques ribereños generan impactos negativos sobre la estabilidad física del hábitat para los organismos acuáticos.

Macroinvertebrados

En las 15 quebradas evaluadas se identificaron un total de 158 taxones de macroinvertebrados, pertenecientes a 77 familias y 18 órdenes. El número de taxones en cada

quebrada varió entre 20 y 58, con un promedio general de 43. La composición de los macroinvertebrados estuvo dominada por estados larvales de insectos, aunque también se encontró un número importante de moluscos. En lo referente a riqueza, no se encontraron diferencias significativas entre los dos tipos de quebradas para los grupos de macroinvertebrados analizados ($p > 0,05$; Cuadro 3). Las quebradas con bosques ribereños presentaron en promedio 695 individuos por muestreo, mientras en las quebradas desprotegidas este valor ascendió a 4802, pero este aumento se debió en gran medida al incremento del número de organismos del *phylum* Mollusca.

El orden Diptera de la clase Insecta presentó el mayor porcentaje promedio de individuos, tanto para quebradas con bosque ribereño (37,2%) como para quebradas desprotegidas (36,5%). El orden Trichoptera fue el segundo en importancia para las quebradas protegidas, ya que representó el 25% de los individuos colectados. Este porcentaje es significativamente superior ($p < 0,05$) al encontrado en quebradas desprotegidas (3,6%). De igual manera, el orden Hemiptera se encontró en mayor porcentaje en las quebradas con bosque ribereño que en las quebradas desprotegidas ($p < 0,05$). En las quebradas en potrero, el 38% de los macroinvertebra-



Cuadro 3. Valores promedio de macroinvertebrados encontrados en quebradas ubicadas en zonas ganaderas de la cuenca del río La Vieja, Colombia

Variable	Quebradas desprotegidas (n = 10)	Quebradas con corredor ribereño (n = 5)
Abundancia	4802,4 a	695,4 b
No. de taxa total	45,8 a	36,2 a
No. de taxa de Ephemeroptera	2,7 a	2,8 a
No. de taxa de Trichoptera	6 a	7,2 a
No. de taxa de EPT ^a	8,9 a	10,2 a
Porcentaje de EPT	5,9 b	32,2 a

Nota: ^a EPT = sumatoria de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera. Diferentes letras en la misma fila indican diferencia estadística significativa según la prueba de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0,05$).

dos pertenecieron al phylum Mollusca, mientras que en quebradas protegidas este taxón tuvo sólo un 5,2% de los individuos. Aunque esta diferencia no fue significativa ($p > 0,05$), demuestra que este taxón incrementa ampliamente su población y abundancia relativa en las quebradas sin protección, lo cual al parecer se debe a su mayor tolerancia a los sustratos finos y a que utilizan la mayor cantidad de materia orgánica disponible en las quebradas (Figura 3).

Contrario a lo reportado por muchos autores, no se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$) en la abundancia relativa del orden Ephemeroptera entre quebradas protegidas y sin protección, aunque sí hubo una tendencia a presentarse en mayor número en las quebradas protegidas. No obstante, al comparar los valores del abundancia relativa de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera combinados (porcentaje de EPT) se encontraron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) entre las quebradas desprotegidas y las que poseían corredores ribereños. El porcentaje de EPT es un índice biótico comúnmente empleado como indicador biológico debido a que estos tres órdenes se consideran sensibles a las perturbaciones del ambiente (Rosemberg y Resh 1996). Lo anterior demuestra que la mayor diversidad de sustratos y tipos de flujo y las mejores condiciones fisicoquímicas del agua cuando hay corredores ribereños se reflejan en una comunidad de macroinvertebrados más diversa y con mayor número de individuos de las taxa menos tolerantes a la perturbación, tales como Trichoptera y la suma de los órdenes Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera.

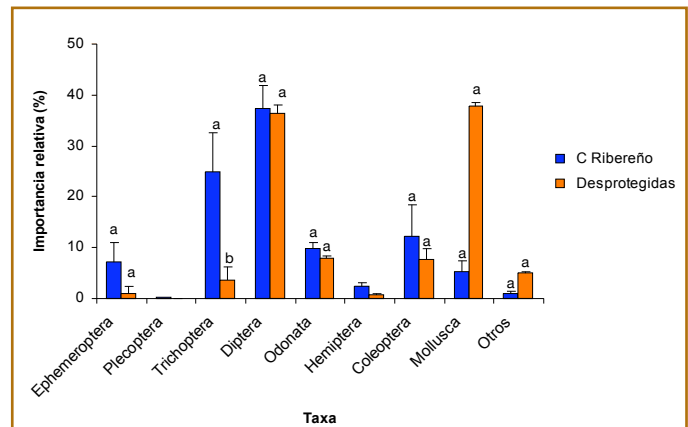


Figura 3. Distribución de macroinvertebrados acuáticos en quebradas de zonas ganaderas en la cuenca del río La Vieja, Colombia. Las líneas verticales sobre las barras corresponden al error estándar. Barras con letras distintas en cada taxa son significativamente diferentes según la prueba de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0,05$).

CONCLUSIONES

Las quebradas que fluyen de zonas de pastoreo sin protección presentan un deterioro de las características físicas del hábitat y de la calidad fisicoquímica y bacteriológica del agua. Esto a su vez influye negativamente sobre la comunidad de macroinvertebrados que vive en estos ambientes.

Los corredores de vegetación que se dejan crecer en ambos lados de las quebradas y el aislamiento para impedir el acceso del ganado a dichos lugares contribuyen notablemente a disminuir el impacto negativo del pastoreo. Por tal motivo, estos corredores ribereños pueden emplearse como una estrategia para disminuir el impacto de la ganadería sobre los ambientes acuáticos, pues contribuyen a tener mejor calidad de agua, mayor integridad del cauce, mejor hábitat físico y, consecuentemente, una biota más diversa dentro de las quebradas.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se realizó con el aporte de los siguientes proyectos: TF 050612, Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas, financiado por el Fondo Ambiental Global (GEF), el Banco Mundial, la FAO y la Iniciativa Ganadería y Medio Ambiente (LEAD); Proyecto CVC 202, Desarrollo de Servicios Ambientales en Paisajes Ganaderos del Norte del Valle del Cauca, financiado por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC); Proyecto Fortalecimiento del Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV) de COLCIENCIAS (Contrato RC 516-2003).

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Allan, J; Johnson, L. 1997. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* 37:107-111.
- Baillie, B; Davies, T. 2002. Effects of land use on the channel morphology of streams in the Moutere Gravels, Nelson, New Zealand. *Journal of Hydrology* 41:19-45.
- Barbour, MT; Gerritsen, J; Snyder, B; Stribling, J. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Washington, US, U.S. EPA, Office of Water. 408 p.
- Chará, J. 2004. Manual de evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas. 2 ed. Cali, CO, Fundación Cipav. 72 p.
- _____; Baird, D; Telfer, T. 2004. Effects of land use on biotic and abiotic aspects of low-order streams of the Colombian Andes. *Bulletin of the North American Benthological Society* 21(1):268.
- Etter, A; Wyngaarden, V. 2000. Patterns of Landscape Transformation in Colombia, with Emphasis in the Andean Region. *Ambio* 29(7):412-439.
- InfoStat. 2004. InfoStat, version 2004. Manual del Usuario. 1 ed. Argentina, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. 314 p.
- Lemly, DA. 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: Combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hydrobiologia* 87: 229-245.
- McFarland, A; Hauck, L. 1999. Relating agricultural land uses to in-stream stormwater quality. *Journal of Environmental Quality* 28:836-844.
- Moore, R; Richardson, J. 2003. Progress towards understanding the structure, function and ecological significance of small stream channels and their riparian zones. *Canadian Journal of Forestry Research*. 33:1349-1351.
- Murgueitio, E; Calle, Z. 1999. Diversidad biológica en la ganadería bovina de Colombia. In Sánchez, M; Rosales, M. eds. *Agroforestería para la Producción Animal en América Latina*. Roma, IT, FAO. p. 53-87. (Producción y Sanidad Animal no. 143).
- _____; Ibrahim, M. 2001. Agroforestería pecuaria para la reconversión ganadera en América Latina (en línea). *Livestock Research for Rural Development* 13(3). Consultado 10 m ay. 2005. Disponible en <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd13/3/murg133.htm>
- Osborne, L; Kovacic, D. 1993. Riparian Vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29(2):243-258.
- Peterjohn, W; Correl, D. 1984. Nutrient dynamic in an agricultural watershed: Observations of the role of riparian forest. *Ecology* 65(5):1466-1475.
- Rosemberg, D; Resh, V. 1996. Use of aquatic insects in biomonitoring. In Merritt R; Cummins, K. eds. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque, US, Kendall/Hunt Publishing. p. 87-97.
- Rothrock, J; Barten, P; Ingman, G. 1998. Land use and aquatic biointegrity in the Blackfoot river watershed, Montana. *Journal of the American Water Resources Association* 34(3):565-581.
- Sadeghian, S; Rivera, J; Gómez, M. 1999. Impacto de sistemas de ganadería sobre las características físicas, químicas y biológicas de suelos en los Andes de Colombia. In Sánchez, M; Rosales, M. eds. *Agroforestería para la Producción Animal en América Latina*. Roma, IT, FAO. p. 123-142. (Producción y Sanidad Animal No. 143).
- Schlosser, I. 1991. Stream Fish Ecology: A Landscape Perspective. *BioScience* 41(10):704-712.
- Sovell, L; Vondracek, A; Frost, K; Mumford, G. 2000. Impacts of rotational grazing and riparian buffers on physicochemical and biological characteristics of southeastern Minnesota, USA, streams. *Environmental Management* 26(6):629-641.
- Weigel, B; Lyons, J; Paine, L; Dodson, S; Undersander, D. 2000. Using stream macroinvertebrates to compare riparian land use practices on cattle farms in southwestern Wisconsin. *Journal of Freshwater Ecology* 15(1):93-106.
- Winterbourn, M; Townsend, C. 1991. Streams and rivers: One way flow systems. In: Barnes, R; Mann, K. eds. *Fundamentals of aquatic ecology*. Oxford, UK, Blackwell Scientific Publications. p. 270.

Avances de Investigación

Pago por servicios ambientales y cambios en los usos de la tierra en paisajes dominados por la ganadería en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica

Francisco Casasola¹; Muhammad Ibrahim²; Elías Ramírez³; Cristóbal Villanueva¹; Claudia Sepulveda¹; José L. Araya⁴

Palabras claves: bosques, cercas vivas, fincas ganaderas, índice ecológico, pasturas con árboles, pasturas degradadas.

RESUMEN

Se evaluó el efecto del pago por servicios ambientales sobre los cambios en los usos de la tierra en fincas de productores ganaderos en Matiguás, Nicaragua, y en Esparza, Costa Rica, en el marco del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas. Se asignaron al azar 131 y 124 productores ganaderos en Nicaragua y Costa Rica, respectivamente, a grupos con pago por servicios ambientales y sin él. Las fincas fueron clasificadas según su tamaño en pequeñas, medianas y grandes. Se desarrolló un índice ecológico como herramienta para el pago, basado en el potencial de cada uso de la tierra para secuestrar carbono y conservar la biodiversidad. Los resultados mostraron que el pago por servicios ambientales condujo a una disminución del área de pasturas degradadas (20,5% en Nicaragua y del 13% en Costa Rica); por otro lado, se incrementó el área de pasturas mejoradas con árboles (15,1% en Nicaragua y 36,4% en Costa Rica), las cercas vivas multiestratos (143,8 km en Nicaragua y 196,7 km en Costa Rica) y el área con bosques (1,1% en Nicaragua y 0,9% en Costa Rica). Los puntos ecológicos incrementales ha⁻¹ mostraron diferencia significativa entre grupos de fincas con pago y sin él. En Costa Rica, las fincas pequeñas y medianas tuvieron un pago por servicios ambientales acumulado mayor que las fincas grandes (87, 83 y 59 US\$ ha⁻¹, respectivamente). Se concluye que el PSA motivó la adopción de sistemas silvopastoriles en fincas ganaderas por medio de pasturas mejoradas arborizadas y cercas vivas, lo cual permite mejorar la producción animal y lograr un ingreso extra por medio de la venta de servicios ambientales.

Payment for environmental services and land-use changes in cattle dominated landscapes in the sub-humid tropics of Nicaragua and Costa Rica

Keywords: cattle farms, degraded pastures, ecological index, forest, live fences, pastures with trees.

ABSTRACT

We studied the effect of payments for environmental services on land-use changes carried out by cattle farmers in Matiguás, Nicaragua, and Esparza, Costa Rica, within the frame of the project Integrated Silvopastoral approaches for Ecosystem Management. In Nicaragua and Costa Rica, farmers were randomly assigned to groups with and without payments for services. The farms were further classified according to size as small, medium, and large. An ecological index was developed, based on the carbon sequestration and biodiversity conservation potential of each land use. Our results show that payments for environmental services to cattle farmers resulted in a decrease in the percentage area of degraded pastures (20.5% in Nicaragua and 13% in Costa Rica) and in an increase in the percentage area of improved pastures with trees (15.1% in Nicaragua and 36.4% in Costa Rica), multi-strata live fences (143.8 km in Nicaragua and 196.7 km in Costa Rica) and in the percentage area of forested lands (1.1% in Nicaragua and 0.9% in Costa Rica). Farmers with payments had a significantly higher number of incremental ecological points ha⁻¹ compared to the control group. In Costa Rica, small and medium sized farmers had higher values of accumulated payments for environmental services ha⁻¹ compared to large sized farmers (87, 83 and 59 US\$ ha⁻¹, respectively). We conclude that these payments are an incentive to adopt silvopastoral systems by means of improved pastures with trees, live fences, and fodder banks, which help improve animal production and achieve additional income through the sale of environmental services.

¹ Investigadores del Grupo de Ganadería y Manejo del Medio Ambiente – CATIE, Costa Rica. Correos electrónicos: fcasasol@catie.ac.cr; cvillanu@catie.ac.cr; csepul@catie.ac.cr

² Director del Grupo de Ganadería y Manejo del Medio Ambiente – CATIE, Costa Rica. Correo electrónico: mibrahim@catie.ac.cr

³ Coordinador del proyecto GEF Silvopastoril en Nicaragua. Correo electrónico: nitlactaf@ns.uca.edu.ni

⁴ Zootecnista de la región Pacífico Central, Ministerio de Agricultura, Costa Rica.

INTRODUCCIÓN

En los últimos 40 años, el área dedicada a pastizales en Centroamérica ha aumentado de 3,5 a 9,5 millones de hectáreas (Kaimowitz 2001), de las cuales cerca del 50% se encuentran en estado avanzado de degradación (Szott et ál. 2000). Esto conduce a pérdidas significativas en la productividad de las fincas y a la degradación de los recursos naturales. Holmann et ál. (2004), en un estudio en Honduras, estimaron pérdidas en producción de leche y carne por efecto de la degradación de pasturas de 130,9 y de 95 millones US\$ año⁻¹, respectivamente. Betancourt et ál. (2006) encontraron en el norte de Guatemala pérdidas económicas de productos animales cercanas a los US\$ 82,5 ha⁻¹ año⁻¹ por degradación de pasturas, indicando que las pérdidas son mayores cuando se internalizan las externalidades negativas como la erosión de los suelos o la disminución en la biodiversidad.

Los sistemas silvopastoriles son alternativas para desarrollar una ganadería sostenible porque mejoran la producción de leche (Betancourt et ál. 2003, Souza et ál. 2003), generan servicios ambientales (Harvey et ál. 2003, Chacón et ál. 2006, Ríos et ál. 2006) e incrementan la rentabilidad de las fincas (Holmann et ál. 1992, Alonzo et ál. 2001). Sin embargo, estas tecnologías presentan bajos niveles de adopción (Dagang y Nair 2003), debido principalmente a los elevados costos de establecimiento y manejo de algunos de estos sistemas, como los bancos forrajeros leñosos. En los últimos años, el CATIE (en Costa Rica), Nitlapán (Nicaragua) y CIPAV (Colombia) han implementado un proyecto de pago por servicios ambientales (PSA) para incentivar la adopción de sistemas silvopastoriles en fincas ganaderas. Este trabajo tuvo por objetivo evaluar el efecto del PSA sobre el cambio en los usos de la tierra, el incremento de puntos ecológicos y el PSA acumulado en fincas ganaderas de Costa Rica y Nicaragua entre 2003 y 2006.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en dos paisajes dominados por la ganadería: Esparza, en Costa Rica, y Matiguás, en Nicaragua. Ambos sitios fueron seleccionados por el proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (GEF-Silvopastoril, en colaboración con el Banco Mundial y FAO). La zona de Esparza cubre un área de 432 km² (09°59'N y 84°38'O) y presenta una precipitación media anual de 2040 mm, distribuidos entre junio a noviembre. La zona de Matiguás cubre un área de 457 km² (12°50'N

y 85°27'O) y registra una precipitación media anual de 1600 mm, distribuidos de mayo a diciembre. Ambos sitios se ubican en la zona de vida del bosque subhúmedo tropical. La actividad ganadera es dominada por los sistemas productivos de cría y doble propósito en el paisaje de Costa Rica y doble propósito en el paisaje de Nicaragua.

Se seleccionaron 124 fincas ganaderas en Costa Rica y 131 en Nicaragua para participar en el proyecto. Las fincas fueron seleccionadas con base en los siguientes criterios: pequeños y medianos productores cuya familia tuviera la ganadería como principal actividad económica; accesibilidad a la finca; y disposición del productor para firmar un contrato de pago por servicios ambientales (PSA). Los finqueros fueron ubicados al azar en dos grupos en cada país: en Costa Rica, un grupo consistió en 96 productores que recibieron PSA y el otro en 28 productores que no recibieron PSA (grupo control). En Nicaragua, los mismos grupos fueron constituidos por 104 y 27 participantes, respectivamente. En ambos países, las fincas sujetas a PSA se clasificaron en tres estratos según su tamaño: pequeñas (1-25 ha), medianas (26-50 ha) y grandes (≥51 ha).

En el 2003, se estableció la línea base de los usos de la tierra en las fincas seleccionadas. Los usos de la tierra se reconocieron en el campo utilizando una imagen satelital georeferenciada con resolución espacial de 0,6 × 0,6 m por pixel. Se imprimieron secciones de la imagen que fueron utilizadas como insumo para levantar los usos de la tierra en cada polígono. La información recolectada en el campo fue procesada



Productores ganaderos participantes en el proyecto de pago por servicios ambientales, Esparza, Costa Rica (Proyecto GEF - Silvopastoril)

por medio de sistemas de información geográfica (programa ARC VIEW 3.3) para obtener el área total de la finca y de sus respectivos usos de la tierra. El PSA por finca calculado en el período del estudio (2003-2006) se determinó con base en las áreas de los usos de la tierra existentes y su respectivo valor del índice ecológico (puntos ecológicos). El índice ecológico varía en cada uso de la tierra según su potencial para generar servicios ambientales en términos de secuestro de carbono y conservación de la biodiversidad. Las pasturas degradadas presentan un valor de punto ecológico de 0 puntos, mientras los bosques primarios tienen un valor de 2 (un punto para biodiversidad y otro punto para carbono); todos los demás usos presentan valores del índice ecológico de entre 0 y 2. Por ejemplo, una pastura mejorada con alta densidad de árboles presenta un valor del índice ecológico de 1,3 puntos, donde 0,7 provienen de su capacidad de secuestrar carbono y 0,6 de su aporte a la conservación de la biodiversidad. El valor del punto ecológico fue de US\$ 10 en el año 2003 (línea base), mientras que en los siguientes años fue de US\$ 110 y 75 según fuera el esquema de PSA de 2 o 4 años, respectivamente. Se pagaron los puntos ecológicos incrementales a partir de la línea base (Murgueitio et ál. 2003).

Los datos del monitoreo de uso de la tierra durante los años del estudio se organizaron en bases de datos Excel, y se estimó la tasa de cambio en porcentaje de los usos de la tierra de las fincas entre los años 2003 y 2006. La estimación de las tasas de cambio se realizó para los usos de la tierra que mostraron una mayor dinámica de cambios, como las pasturas degradadas, pasturas naturales sin árboles, pasturas naturales con árboles, pasturas mejoradas sin árboles, pasturas mejoradas con árboles, cercas vivas, bancos forrajeros y bosques (parches de bosques primarios, bosques secundarios, bosques riparios y tacotales). En Costa Rica, la variable de puntos ecológicos se examinó mediante un análisis de varianza para conocer la diferencia entre grupos de fincas, y como hubo diferencia estadística significativa se llevó a cabo una prueba de comparación de medias de Duncan ($p < 0,05$). Para Nicaragua, se realizó un análisis de varianza no paramétrico por medio de la prueba de Kruskal-Wallis. En ambos países la variable PSA acumulado se examinó por medio de esta prueba para conocer la diferencia entre los estratos de tamaños de fincas (pequeñas, medianas y grandes). Se escogió este análisis porque las variables no presentaron una distribución normal ($p < 0,05$) según la prueba de Shapiro Wilks modificada (InfoStat 2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cambio de uso de la tierra

El área total de las fincas con PSA en Costa Rica fue de 3124,5 ha y en Nicaragua de 3173,4 ha. En la línea base (año 2003), los principales usos de la tierra en Costa Rica fueron los bosques y las pasturas naturales con árboles, mientras que en Nicaragua fueron las pasturas degradadas, los bosques y las pasturas naturales con árboles (Cuadro 1). Después de tres años de PSA, se observó una disminución en el porcentaje de área total bajo pasturas degradadas en Costa Rica del 13% y en Nicaragua del 20,5%, y en el porcentaje de pasturas sin árboles en Costa Rica del 9,5%. Por otro lado, se observó un incremento en el porcentaje de área de pasturas mejoradas con árboles en Costa Rica del 36,4% y en Nicaragua del 15,1%. En ambos sitios se observaron incrementos en los porcentajes de áreas con bosques y, en el caso de Nicaragua, se registró un incremento en el porcentaje de área de bancos forrajeros de 4,9. Los cambios de pasturas degradadas y naturales a mejoradas y la inclusión de bancos forrajeros representan ventajas para el productor porque permiten incrementar la productividad animal (carne y/o leche) y la competitividad. En este sentido, López (2005) menciona que el costo de producción de leche en fincas ganaderas de Rivas, Nicaragua, que utilizan bancos forrajeros de *Gliricidia sepium* (madero negro) es de US\$ 0,15 kg⁻¹, mientras que en las fincas donde no los utilizan es de US\$ 0,27 kg⁻¹. Betancourt et ál. (2003) reportan que vacas que pastoreaban en potreros con niveles de cobertura arbórea entre el 22 y 30% produjeron hasta un litro de leche más por día que las vacas en potreros con baja cobertura arbórea (0 y 7%) en Matiguás, Nicaragua.

La implementación de estos cambios de uso de la tierra contribuyen a la protección del recurso suelo contra la erosión, incrementan el secuestro de carbono y reducen el uso de herbicidas en potreros para controlar malezas. Estudios realizados en Esparza mostraron que las pasturas mejoradas con árboles y bancos forrajeros presentaron niveles de escorrentía del 15 y 4%, respectivamente, los cuales fueron significativamente menores que el 28% encontrado en pasturas degradadas (Ríos et ál. 2006). Chacón et ál. (2006) reportaron que los contenidos de carbono orgánico del suelo a un metro de profundidad en pasturas mejoradas arborizadas fueron de 117 y 106 t ha⁻¹ para Esparza y Matiguás, respectivamente, mientras que en pasturas degradadas se encontraron almacenamientos de carbono de 21,6 y 63,0 t ha⁻¹ en los sitios respectivos.

En los dos sitios se observaron ligeros incrementos en el área de bosques. Sin embargo, los cambios no han sido mayores porque los finqueros consideran riesgoso dejar áreas de la finca para conservación exclusiva (regeneración natural) sabiendo que el PSA es temporal. Los productores argumentan que una vez finalizado el proyecto no hay seguridad de que existan PSA para esas áreas. Además, en el caso de Costa Rica, la legislación vigente no permitiría la reconversión de áreas de conservación a usos agropecuarios de la tierra. En ambos sitios incrementó la longitud y complejidad de las cercas vivas (Figura 1). Muchas de las cercas vivas simples han sido transformadas por los productores en cercas vivas multiestratos (diversificadas), utilizando dos o más especies maderables y/o frutales. Las cercas vivas simples en las zonas piloto del proyecto están comúnmente constituidas por especies como *Bursera simaruba* (indio desnudo) y *Gliricidia sepium* (madero negro); mientras que en las multiestratos, además de las especies anteriores es común observar especies maderables como *Cedrela odorata* (cedro amargo), *Pachira quinata* (pochote), *Tabebuia rosea* (roble de sabana) y algunas especies frutales como *Citrus* spp. (limón y naranja), *Mangifera indica* (mango) y *Byrsonima crassifolia* (nance). Las

cercas vivas, en particular las multiestratos, mejoran la conectividad entre parches de bosques, lo cual es de beneficio para la conservación de la biodiversidad en el paisaje (Harvey et ál. 2003). Una estrategia importante para la conservación de la biodiversidad en paisajes agropecuarios es la inclusión y diversificación de las cercas vivas, debido a que brindan una variedad de hábitats y fuentes alimenticias para la fauna silvestre (Griffith 1999). Tobar et ál. (2006) encontraron que las pasturas mejoradas con alta densidad de árboles y las cercas vivas multiestratos albergaron 61 y 70 especies de mariposas, respectivamente, en la zona de Esparza.

Índice ecológico

En Costa Rica y Nicaragua, los puntos ecológicos incrementales por hectárea obtenidos por el grupo de productores que recibieron PSA fue significativamente mayor ($p < 0,05$) que los obtenidos por el grupo control (Figura 2). El grupo de productores con PSA fue 40 y 7,1% mayor que el grupo control en Costa Rica y Nicaragua, respectivamente. La menor diferencia entre productores con PSA y sin él en Nicaragua se debe probablemente a que muchos de los productores control son fincas grandes (>50 ha) con acceso a programas de

Cuadro 1. Cambio de uso de la tierra en fincas ganaderas del proyecto GEF Silvopastoril que recibieron PSA durante el período 2003-2006 en Esparza, Costa Rica y Matiguás, Nicaragua

Uso de la tierra	2003		2006		Diferencia (2006 - 2003)	
	ha	%	ha	%	ha	%
Costa Rica						
Pastura degradada	558,7	17,9	153,3	4,9	-405,4	-13,0
Pastura natural sin árboles	253,6	8,1	3,7	0,1	-249,9	-8,0
Pastura mejorada sin árboles	62,1	2,0	16,2	0,5	-45,9	-1,5
Pastura natural con árboles	910,6	29,1	438,3	14,0	-472,3	-15,1
Pastura mejorada con árboles	246,5	7,9	1384,6	44,3	1138,1	36,4
Bancos forrajeros	13,3	0,4	17,2	0,6	3,9	0,2
Bosques	927,4	29,7	954,6	30,6	27,2	0,9
Otros	152,3	4,9	156,5	5,0	4,2	0,1
Nicaragua						
Pastura degradada	874,8	27,6	224,5	7,1	-650,3	-20,5
Pastura natural sin árboles	65,0	2,0	61,2	1,9	-3,8	-0,1
Pastura mejorada sin árboles	21,9	0,7	27,9	0,9	6,0	0,2
Pastura natural con árboles	724,4	22,8	854,7	26,9	130,3	4,1
Pastura mejorada con árboles	314,1	9,9	792,3	25,0	478,2	15,1
Bancos forrajeros	88,4	2,8	243,6	7,7	155,2	4,9
Bosques	784,0	24,7	820,3	25,8	36,3	1,1
Otros	300,8	9,5	148,9	4,7	-151,9	-4,8

Notas: Bosques: incluyen bosques secundarios, primarios, riparios y tacotales. Bancos forrajeros: incluyen los bancos forrajeros de gramíneas para corte, bancos forrajeros de leñosas para corte, bancos forrajeros diversificados para corte y sistemas silvopastoriles intensivos. Otros: incluyen cultivos de ciclo corto, cultivos semiperennes, cultivo homogéneo de frutales, policultivos de frutales, plantaciones maderables en monocultivo y plantaciones maderables diversificadas.

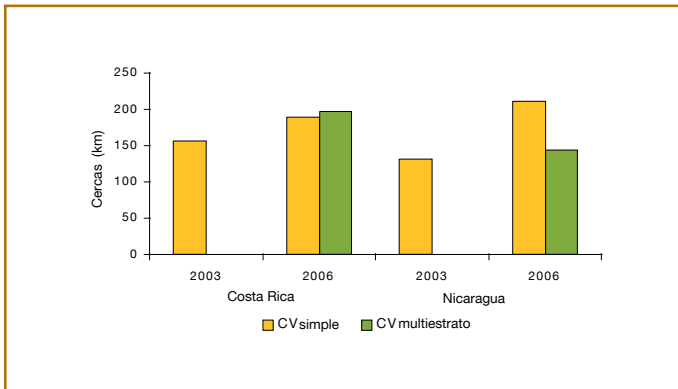


Figura 1. Cambios en la longitud de las cercas vivas (km) durante el período comprendido entre el 2003 (línea base) y el 2006 en fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica y de Matiguás, Nicaragua (nota: no hubo cercas multiestrato en 2003).

crédito, capacitación y asistencia técnica por medio de Nitlapán y otras instituciones locales. Es evidente que el PSA está actuando como un incentivo para acelerar el proceso de cambios en el uso de la tierra hacia fincas ganaderas más amigables con el ambiente.

Pago por servicios ambientales acumulado en el período 2003-2006

A nivel de finca, en Costa Rica el PSA acumulado por las fincas pequeñas fue significativamente diferente al PSA acumulado por las fincas medianas y grandes ($p < 0,05$), siendo los pagos que obtuvieron las fincas pequeñas menores a los que obtuvieron las fincas medianas y grandes. En Nicaragua, los pagos acumulados por finca presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tamaños de fincas (Figura 3). Como era de esperar, entre más grande fue el área de la finca mayor fue el PSA recibido.

En Costa Rica, el PSA acumulado por hectárea presentó diferencias significativas entre tamaños de fincas ($p < 0,05$). Las fincas pequeñas y medianas alcanzaron montos de pago similares y mayores que las fincas grandes (87, 83 y 59 US\$ ha⁻¹, respectivamente). En Nicaragua, no se encontraron diferencias significativas entre tamaños de fincas para la variable PSA acumulado por hectárea ($p > 0,05$), aunque las fincas pequeñas presentaron montos mayores que las fincas medianas y grandes (68, 61 y 61 US\$ ha⁻¹ respectivamente; Figura 4). Se ha demostrado que la recuperación de la inversión de los sistemas silvo-pastoriles disminuye cuando se compensa al finquero por los servicios ambientales generados, al igual

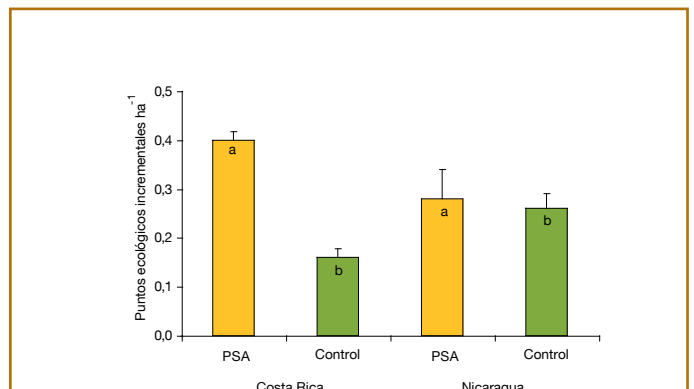


Figura 2. Puntos ecológicos incrementales por hectárea en fincas con PSA y control (sin PSA) en Esparza, Costa Rica y Matiguás, Nicaragua. Las líneas verticales representan el error estándar. A nivel de país, barras con diferente letras expresan diferencias significativas entre grupos de fincas ($p < 0,05$).

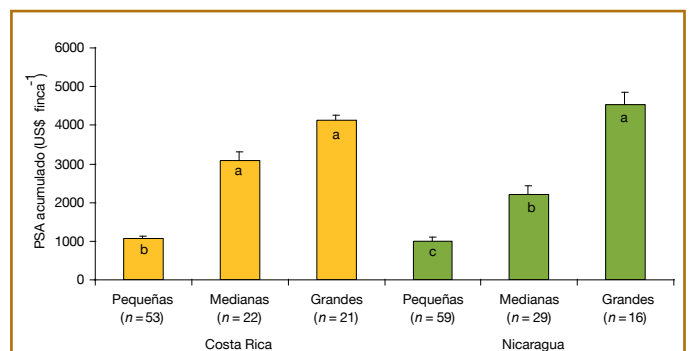


Figura 3. Pago por servicios ambientales (PSA) acumulado en fincas de diferentes tamaños. Fincas pequeñas (1-25 ha); medianas (26-50 ha) y grandes (≥ 51 ha). Las líneas verticales representan el error estándar. A nivel de país, barras con diferente letra expresan diferencias significativas entre estratos de fincas según prueba de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$).

que amortigua las fluctuaciones en los precios de la leche y la carne hasta en un 15% (Gobbi y Casasola 2003).

En ambos sitios, los productores pequeños (1-25 ha) presentaron pagos acumulados por hectárea mayores que los productores de los demás estratos. Esto muestra que las fincas de menor tamaño utilizan más intensivamente el área y es probable que presenten usos de la tierra más dirigidos hacia la generación de servicios ambientales en comparación con las fincas de mayor tamaño, donde la tierra se utiliza con menor intensidad. López (2005) reportó que las fincas pequeñas en Rivas,

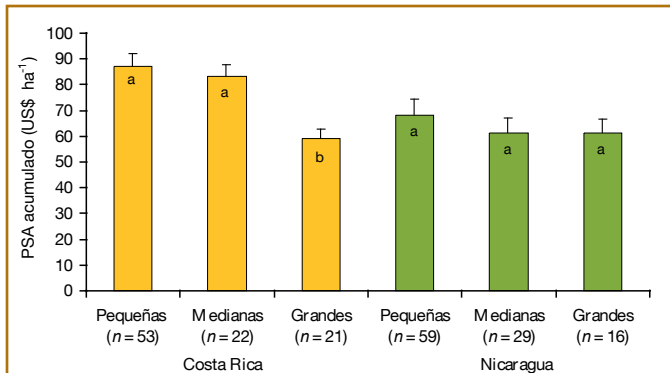


Figura 4. Pago por servicios ambientales (PSA) acumulado por hectárea en fincas de diferentes tamaños. Fincas pequeñas (1-25 ha); medianas (26-50 ha) y grandes (≥ 51 ha). Las líneas verticales representan el error estándar. A nivel de país, barras con diferente letras expresan diferencias significativas entre estratos de fincas según prueba de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$).

Nicaragua, tuvieron mayor adopción de bancos forrajeros que las fincas ganaderas grandes, lo cual demuestra que las fincas pequeñas buscan la intensificación con sistemas que mejoren la productividad de las fincas y paralelamente favorezcan la generación de servicios ambientales.

CONCLUSIONES

En Costa Rica y en Nicaragua, todas las fincas ganaderas estudiadas han realizado cambios en los usos de la tierra. Sin embargo, aquellas que han recibido PSA han acelerado el proceso de cambio de uso de la tierra. En ambos países, los principales cambios en el uso de la tierra en las fincas fueron el incremento en las áreas de pasturas mejoradas con árboles, el incremento en la longitud y complejidad de las cercas vivas y la disminución de las áreas con pasturas degradadas. Estos cambios son muy importantes porque permiten incrementar la producción de leche y/o carne en la finca, y generar servicios ambientales, tales como la conservación de la biodiversidad y el secuestro de carbono. Además, las fincas pequeñas fueron más eficientes en el PSA acumulado alcanzado en comparación con las grandes, lo cual indica que están realizando cambios de uso de la tierra enfocados hacia la producción y conservación de los recursos naturales de la finca. En este sentido, el PSA podría constituirse en una herramienta para reducir el período de recuperación de la inversión en sistemas silvopastoriles, ya que esta ha sido una de las barreras para su masificación.

En ambas zonas piloto los productores que recibieron PSA alcanzaron un mayor incremento en puntos ecológicos en comparación con los productores control. Esto refleja que el PSA es una herramienta importante para promover cambios en usos de la tierra que mejoren la productividad animal y paralelamente contribuyan con la generación de servicios ambientales en fincas ganaderas.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Alonzo, I; Ibrahim, M; Gómez, M; Kees, P. 2001. Potencial y limitaciones para la adopción de los sistemas silvopastoriles para la producción de leche en Cayo, Belice. *Agroforestería en las Américas* 8(30):24-27.
- Dagang, ABK; Nair, PKR. 2003. Silvopastoral research and adoption in Central América: recent findings and recommendations for future directions. *Agroforestry Systems* 149 – 155.
- Betancourt, H; Pezo, D; Cruz, J; Beer, J. 2006. Impacto bioeconómico de la degradación de pasturas en fincas de doble propósito en El Chal, Petén, Guatemala. *In Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Producción Pecuaria Sostenible (4) y Simposio sobre Sistemas Silvopastoriles para la Producción Ganadera Sostenible (3, Cuba)*. Memoria. Cuba. p. 140.
- Betancourt, K; Ibrahim, M; Harvey, C; Vargas, B. 2003. Efecto de la cobertura arbórea sobre el comportamiento animal en fincas ganaderas de doble propósito en Matiguás, Matagalpa, Nicaragua. *Revista Agroforestería en las Américas* 10 (39-40):47-51.
- Chacón, M; Ibrahim, M; Ponce, G; Vega, P; Casasola, F. 2006. Determinación de carbono en diferentes sistemas de uso de la tierra en Centroamérica. *In Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Producción Pecuaria Sostenible (4) y Simposio sobre Sistemas Silvopastoriles para la Producción Ganadera Sostenible (3, Cuba)*. Memoria. Cuba. p. 106.
- Gobbi, J; Casasola, F. 2003. Comportamiento financiero de la inversión en sistemas silvopastoriles en fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. 2003. *Agroforestería en las Américas* 10 (39):52 -60.
- Griffith, D. 1999. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity after fire. *Conservation Biology* 14(1):325-326.
- Harvey, C; Villanueva, C; Villacis, J; Chácon, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Sáenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Pérez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Kunth, S; Sinclair, F. 2003. Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. *Revista Agroforestería en las Américas* 10(39-40):30-39.
- Holmann, F; Argel P; Rivas L; White D; Estrada R.; Burgos C; Perez E; Ramírez G; Medina A. 2004. ¿Vale la pena recuperar pasturas degradadas? Una evaluación de los beneficios y costos desde la perspectiva de los productores y extensionistas pecuarios en Honduras. Cali, CO, CIAT, DICTA, ILRI. 34p. (Documento de Trabajo no. 196).
- _____; Romero, F; Montenegro, J; Chana, C; Oviedo, E; Baños, A. 1992. Rentabilidad de los sistemas silvopastoriles con pequeños productores de leche en Costa Rica: Primera aproximación. *Turrialba* 42(1):79 -89.

- InfoStat. 2004. InfoStat, versión 2004. Manual del usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera edición. Argentina, Editorial Brujas. 318 p.
- Kaimowitz D. 2001. Will livestock intensification help save Latin America's Tropical forest? *In Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*. Wallingford, UK, CABI. 1-20 p.
- López M. 2005. Procesos del fomento tecnológico de bancos de proteína de *Gliricidia sepium* en Rivas, Nicaragua: resultados bioeconómicos y lecciones aprendidas para su difusión. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 92 p.
- Murgueitio, E; Ibrahim, M; Ramírez, E; Zapata, A; Mejía, C; Casasola, F. 2003. Usos de la tierra en fincas ganaderas. 1 ed. Cali, CO, Fundación Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria. 97 p.
- Ríos, J; Ibrahim, M; Jiménez, F; Andrade, H; Sancho, F. 2006. Estimación de la escorrentía superficial e infiltración en sistemas de ganadería convencional y en sistemas silvopastoriles en la zona de recarga hídrica de la subcuenca del Río Jabonal, Barranca, Costa Rica. *In Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Producción Pecuaria Sostenible (4) y Simposio sobre Sistemas Silvopastoriles para la Producción Ganadera Sostenible (3, Cuba)*. Memoria. Cuba. p. 120.
- Szott, L; Ibrahim, M; Beer, J. 2000. The hamburger connection and alternative land use in Central America. Turrialba. CR, CATIE. 71 p. (Serie Técnica no. 313).
- Tobar, D; Ibrahim, M; Villanueva, C; Casasola, F. 2006. Diversidad de mariposas diurnas en un paisaje agropecuario en la región del Pacífico Central de Costa Rica. *In Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Producción Pecuaria Sostenible (4) y Simposio sobre Sistemas Silvopastoriles para la Producción Ganadera Sostenible (3, Cuba)*. Memoria. Cuba.

Avances de Investigación

Efecto del pago por servicios ambientales en la adopción de sistemas silvopastoriles en paisajes ganaderos de la cuenca media del río La Vieja, Colombia

Álvaro Zapata¹; Enrique Murgueitio²; Carlos Mejía¹; Andrés Felipe Zuluaga¹; Muhammad Ibrahim²

Palabras claves: asistencia técnica; biodiversidad; carbono; índice ecológico; uso de la tierra.

RESUMEN

Los problemas ambientales ocasionados por la ganadería tradicional en la cuenca del río La Vieja en Colombia motivó la búsqueda de herramientas para incentivar el uso de sistemas de uso de la tierra que mejoren la rentabilidad de las fincas y que contribuyan con la generación de servicios ambientales. Este estudio fue realizado en el marco del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (GEF-Silvopastoril), del 2003 al 2006, cuyo objetivo fue evaluar cómo el pago de servicios ambientales (PSA) incide en los cambios de usos de la tierra en fincas ganaderas. La zona de estudio se localizó en la cuenca media del río la vieja, donde las principales actividades son la caficultura y la ganadería. Se trabajó con 104 productores entre pequeños y medianos, asignados aleatoriamente a un grupo con PSA y uno sin. El grupo con PSA fue subdividido en fincas sujetas solamente a PSA y fincas con PSA+ asistencia técnica (AT). Se desarrolló un índice como herramienta para el pago por los servicios ambientales, basado en secuestro de carbono y conservación de la biodiversidad. Los productores con PSA+AT y con PSA fueron significativamente más altos en puntos ecológicos incrementales por ha y por finca comparados con las fincas control (0,39, 0,32 y 0,06 ha⁻¹; 14, 6,9 y 1,7 finca⁻¹, respectivamente). El PSA provocó cambios importantes de usos de la tierra en la zona del proyecto: disminución en el porcentaje de áreas degradadas en un 2,2% y un incremento en el porcentaje de pasturas mejoradas con alta y baja densidad de árboles del 10%, e incremento de cercas vivas simples y multiestrato. Además, se establecieron sistemas silvopastoriles intensivos (*Leucaena* asociada con pasturas; 3,2% del área total). Podemos concluir que el PSA motivó la adopción de sistemas silvopastoriles en fincas y que los productores prefieren invertir en el incremento de cercas vivas y la cobertura arbórea en pasturas para beneficiarse del PSA. Además, los resultados indican que los productores pequeños pueden beneficiarse de los esquemas de PSA.

Effects of payments for environmental services in the adoption of silvopastoral systems in livestock farms in Quindío, Colombia.

Keywords: Biodiversity; carbon; ecological index; land use; technical assistance.

ABSTRACT

The environmental problems caused by traditional cattle farms in the La Vieja watershed in Colombia motivated the search for tools to promote the establishment of land uses that improve farm profitability and generate environmental services. A study was conducted between 2003 and 2006 within the Silvopastoral project to determine cattle farmers' decision-making on land use changes with payment for environmental services (PES). The study site was in the middle part of the La Vieja watershed, where coffee and pastures are the main land use activity. One-hundred and four small-and medium-sized farmers were selected and randomly assigned to groups with and without PES. The group with PES was subdivided into farmers with PES and with PES + technical assistance (TA). An ecological index was developed, based on carbon sequestration and biodiversity conservation. Farmers in the groups with PES + TA and PES had a significantly higher number of incremental ecological points ha⁻¹ and per farm compared to the control group (0.39, 0.32 and 0.06 ha⁻¹; 14, 6.9 and 1.7 farm⁻¹, respectively). PES to cattle farmers resulted in a 2.2% decrease in the total percentage area of degraded pastures, and in an increase in the percentage area of improved pastures with low and high tree density (10% of total area), as well as in simple and multi-strata live fences. In addition, intensive silvopastoral systems were established (*Leucaena* in association with grass, 3.2% of total area). We conclude that PES are an incentive for the adoption of silvopastoral systems on farms and that farmers preferred to invest in increasing the area of live fences and tree cover in pastures to benefit from PES. In addition, our results show that small cattle farmers can benefit from PES schemes.

¹ Investigadores Proyecto GEF-Silvopastoril-Colombia. Fundación CIPAV. Correos electrónicos: alvaro@cipav.org.co, mejia@cipav.org.co; afzuluaga@cipav.org.co.

² Director Fundación CIPAV. Proyecto GEF-Silvopastoril-Colombia. Correo electrónico: enrique@cipav.org.co.

³ Coordinador Grupo GAMMA. Proyecto GEF-Silvopastoril-Costa Rica. Correo electrónico: mibrahim@catie.ac.cr

INTRODUCCIÓN

La caída en los precios del café provocó la búsqueda de nuevas alternativas productivas en el Departamento del Quindío, Colombia. La ganadería, especialmente los sistemas tradicionales que emplean pasturas sin árboles y un alto uso de insumos externos, fue uno de los sistemas alternativos predominantes en la región (Zapata y Mejía 2004). Sin embargo, las altas pendientes de la zona y el mal manejo provocaron la degradación de las pasturas y de los suelos. Esto se manifestó en otros problemas ambientales, como pérdida de la biodiversidad, aumento de la escorrentía superficial y erosión hídrica, e incremento en la emisión de gases de efecto invernadero (Murgueitio 2000).

En los últimos años, el CIPAV (Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria) y FEDEGAN (Federación de Ganaderos de Colombia) han fomentado la implementación de sistemas silvopastoriles (SSP), buscando mejorar la productividad de los sistemas ganaderos y recuperar áreas de pasturas degradadas. Los sistemas silvopastoriles más promovidos han sido los forrajeros intensivos (*Leucaena leucocephala* asociada con pastos) y pasturas mejoradas con alta densidad de árboles. Estos SSP generan beneficios ambientales como almacenamiento de carbono (Oelbermann e Ibrahim 2006), conservación de la biodiversidad (Tobar et ál. 2006) y regulación hídrica (Ríos et ál. 2006).

La falta de capital para el establecimiento, la escasa disponibilidad de semillas y el poco conocimiento de los SSP (Dagang y Nair 2003) han sido las principales barreras para la adopción de estos sistemas en la zona, a pesar de que se han encontrado incrementos en la producción de leche (entre 40 y 60%) con SSP intensivos y bancos forrajeros multiestrato (Murgueitio et ál. 2006). El proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (GEF-Silvopastoril, financiado por GEF, FAO y Banco Mundial e implementado por CATIE en Costa Rica, Nitlapán en Nicaragua y CIPAV en Colombia) en el Quindío evaluó el impacto del pago por servicios ambientales (PSA) en el cambio de uso de la tierra para establecer sistemas ganaderos amigables con el ambiente. El presente estudio reporta los cambios en el uso de la tierra durante el período de ejecución del proyecto y evalúa el impacto del PSA en esos cambios.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localizó en la vertiente occidental de la Cordillera Central, en los departamentos del Quindío (Armenia, Circasia, Montenegro, la Tebaida

y Quimbaya) y Valle del Cauca (Alcalá, Ulloa y la vereda Coloradas del municipio de Cartago). Esta zona forma parte de la cuenca hidrográfica del río La Vieja y es el área de intervención del proyecto (4°26'-4°44'N y 75°38'-75°52'O; 950-1800 msnm). La actividad económica principal de la zona ha sido la caficultura; sin embargo, los bajos precios en el café han impulsado una conversión hacia la producción ganadera basada en pasturas como principal fuente de alimentación.

Esquema de pago por servicios ambientales (PSA)

El diseño del esquema de pago por servicios ambientales incluyó la generación y uso de un índice ecológico (Gobbi y Casasola 2003), el cual asigna puntos a cada uso de la tierra según su capacidad de generación de servicios ambientales (carbono y biodiversidad). El índice ecológico asigna valores de entre 0 y 2 a cada uno de los 28 usos de la tierra considerados en fincas ganaderas. El valor máximo fue asignado al bosque primario (2 puntos ecológicos: 1 por biodiversidad y 1 por carbono) y el mínimo para las pasturas degradadas (0; Murgueitio et ál. 2003). El PSA por finca calculado en el período del estudio (2003-2006) fue determinado con base en las áreas de los usos de la tierra existentes y su respectivo valor del índice ecológico (puntos ecológicos). Se cuantificó el total de puntos por finca multiplicando el área de cada uso de la tierra por su índice ecológico. El valor del punto ecológico para la línea base (año 2003) fue de US\$ 10, en los siguientes años el punto incremental (incremento en puntos con respecto a la línea base) se pagó a US\$ 75 a los productores en el esquema de pago a 4 años y US\$ 110 a los productores bajo el esquema de pago a 2 años (Murgueitio et ál. 2003).

Selección de productores

Se seleccionaron 104 fincas de productores con base en los siguientes criterios: (i) fincas con ganadería como actividad principal; (ii) interés de los productores en participar en el proyecto y transformar sus modelos productivos; (iii) propiedad debidamente legalizada; (iv) actitud positiva para compartir experiencias y transferirlas a otros; (v) accesibilidad a la finca y (vi) disponibilidad de cofinanciar inversiones para cambios de usos de la tierra. Los productores seleccionados fueron asignados al azar a tres grupos: (i) 50 fincas que recibieron PSA más asistencia técnica (AT); (ii) 25 fincas que solo recibieron PSA; (iii) 29 fincas control (sin PSA ni AT). Además, las 75 fincas sujetas a PSA se clasificaron según su tamaño en las siguientes cinco clases: <10 ha; 10,1-30 ha; 30,1-50 ha; 50,1-100 ha; y >100 ha. Para el análisis se fusionaron los productores con los dos esque-

mas de pago. La asistencia técnica se realizó mediante visitas de técnicos del proyecto; la capacitación fue por medio de charlas sobre SSP y temas relacionados con la producción animal sostenible, talleres participativos y días de campo en fincas con avance en el establecimiento y explotación de SSP.

Monitoreo del uso de la tierra

Se monitoreó el uso de la tierra en cada finca seleccionada durante el transcurso del proyecto. La línea base en cada finca se estableció mediante una encuesta socioeconómica, usando imágenes satelitales con una resolución espacial de $0,6 \times 0,6$ m por píxel, tomadas por el satélite QuickBird (DigitalGlobe), visitas y recorridos de campo con los propietarios y levantamientos con GPS. Se establecieron indicadores para calificar el estado de cada uso de la tierra; por ejemplo, en las pasturas mejoradas se midió la cobertura del suelo (%) y el suelo desnudo (%); en las pasturas con alta densidad de árboles se midió la cobertura de la pastura (%) y la densidad de los árboles con diámetro a la altura del pecho mayor a 5 cm; en el caso del bosque secundario se calificó la cobertura de árboles (%). Se comparó la situación actual (2006) de las fincas con la encontrada en la línea base (2003).

Análisis de la información

Se hizo un análisis de varianza para evaluar el cambio en los usos de tierra debidos al PSA de acuerdo con los puntos ecológicos incrementales por finca y por hectárea. Los análisis fueron realizados por medio del programa InfoStat (2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Pago por servicios ambientales

El monto total pagado por servicios ambientales en el período 2003-2006 fue de US\$ 146.565. El pago tuvo una tendencia a incrementarse tanto por finca como por hectárea, aunque en el 2006 disminuyó probablemente por la salida de las fincas que estaban bajo el esquema de pago de 2 años, las cuales presentaron las mayores tasas de cambio en el uso de la tierra (Cuadro 1). En este período hubo un incremento de un 8% en el pago

promedio por hectárea, mostrando la tendencia hacia usos de la tierra con mayores beneficios ambientales (carbono y biodiversidad). El PSA representó un valor cercano a la venta de 2748 L de leche (US\$ 0,25 L⁻¹ en el 2006; Ibrahim et ál. 2007), representando un ingreso importante para la economía familiar de los ganaderos.

Los productores emplearon el PSA recibido para cofinanciar los cambios requeridos en las fincas, ya sea en la compra de insumos (22%) o en el establecimiento de sistemas silvopastoriles intensivos (58,8%) (Zapata y Mejía 2004). La fuente principal de financiamiento para realizar los cambios fue el PSA, seguido de los ingresos y ahorros familiares (31,8; 27,6 y 20,6%, respectivamente). Esto demuestra que el PSA tuvo un impacto positivo en fomentar los cambios de usos de la tierra hacia sistemas más amigables con el ambiente. El financiamiento en la fase de establecimiento es primordial para que los pequeños productores puedan implementar estos sistemas (Pagiola et ál. 2005).

Puntos ecológicos incrementales

Las fincas que recibieron PSA + AT y solo PSA presentaron un mayor cambio de uso del suelo, obteniendo mayor puntaje incremental por unidad de área ($p < 0,05$) que las fincas control (Figura 1a). A pesar de que no hubo diferencias estadísticas significativas entre fincas con PSA y PSA + AT ($p > 0,05$), muchos productores consideraron que la asistencia fue importante para inducir los cambios realizados en sus fincas (Zapata y Mejía 2004). La similitud estadística se pudo deber a que las fincas con asistencia técnica y sin ella estuvieron en la misma área piloto, lo cual permitió la difusión de la información y capacitación entre productores; estos factores, en conjunto con el efecto de otras instituciones locales, podrían haber enmascarado el impacto de la asistencia técnica del proyecto.

En contraste, los puntos incrementales por fincas fueron estadísticamente superiores ($p < 0,05$) en el grupo con PSA+AT respecto a los otros dos tratamientos (Figura 1b). Similares resultados se obtuvieron en el proyecto para Nicaragua y Costa Rica (Casasola et ál.

Cuadro 1. Pagos por servicios ambientales en fincas de la zona piloto del proyecto GEF – Silvopastoril en Colombia

Pagos	Pago línea base (2003)	Pago incremental		
		2004 (n = 75)	2005 (n = 75)	2006 (n = 36)
Pago promedio (US\$ finca ⁻¹)	192 ± 164	706 ± 1076	727 ± 673	687 ± 610
Pago promedio (US\$ ha ⁻¹)	6,2 ± 1,9	17,9 ± 14,8	18,5 ± 20,1	19,4 ± 15,2

2007, esta edición). Sin embargo, una de las limitantes para el funcionamiento de los esquemas de PSA es la disponibilidad de fondos; por esta razón, es necesario buscar mecanismos alternativos, tales como sobrepagos o valor agregado a los productos o reducciones en el pago de impuestos de las fincas amigables con el ambiente.

Se encontraron diferencias estadísticas ($p < 0,05$) en el promedio de puntos incrementales por finca entre tamaños de estas, tendiendo a incrementarse a medida que aumenta su tamaño (Figura 2a). Sin embargo, no se presentaron diferencias estadísticas ($p > 0,05$) en los puntos incrementales por hectárea entre tamaños de finca (Figura 2b). Esto se relaciona con la disponibili-

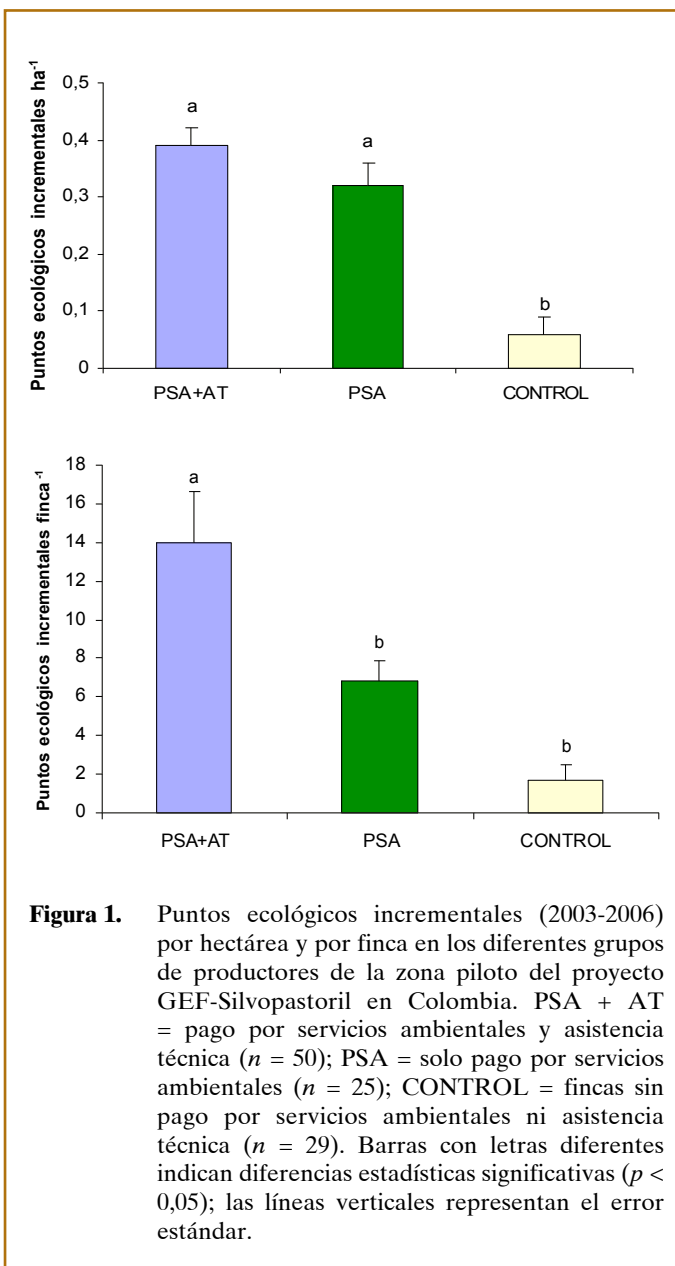


Figura 1. Puntos ecológicos incrementales (2003-2006) por hectárea y por finca en los diferentes grupos de productores de la zona piloto del proyecto GEF-Silvopastoril en Colombia. PSA + AT = pago por servicios ambientales y asistencia técnica ($n = 50$); PSA = solo pago por servicios ambientales ($n = 25$); CONTROL = fincas sin pago por servicios ambientales ni asistencia técnica ($n = 29$). Barras con letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$); las líneas verticales representan el error estándar.

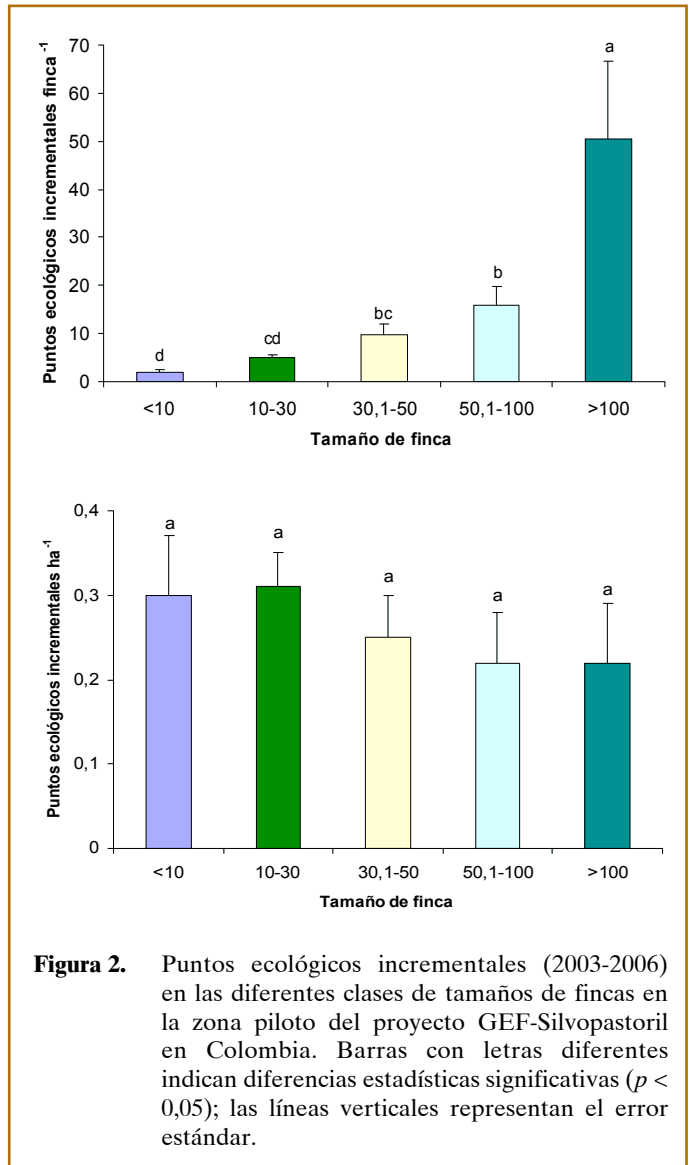


Figura 2. Puntos ecológicos incrementales (2003-2006) en las diferentes clases de tamaños de fincas en la zona piloto del proyecto GEF-Silvopastoril en Colombia. Barras con letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$); las líneas verticales representan el error estándar.

dad de capital del productor para efectuar los cambios en el uso de la tierra. No obstante, las fincas pequeñas tendieron hacer los mayores cambios por hectárea.

La implementación de prácticas silvopastoriles requiere de gran capacidad técnica; por tal razón, los productores pobres pueden encontrar mayores dificultades para participar pues, en su gran mayoría, carecen de la educación necesaria o el acceso a la asistencia técnica (Pagiola et ál. 2005). Uno de los aspectos importantes del mecanismo evaluado es la obtención de un ingreso estable para los productores.

Usos de la tierra

El área total del proyecto fue de 3536,5 ha. Los cambios de uso del suelo más importantes entre el 2003 y 2006 fueron una reducción del porcentaje del área total

en pasturas degradadas, que pasó de 2,8 a 0,5% y de pasturas sin árboles del 63,9 al 43,1%, mientras que el área en pasturas mejoradas con árboles cambió de 1,8 a 17,6% del área total. Además, se establecieron sistemas silvopastoriles intensivos (*Leucaena* asociada con pastos; Cuadro 2), los cuales al 2006 representan el 3,3% del área total. En general, los sistemas silvopastoriles intensivos fueron implementados por productores con mayor disponibilidad de capital, ya que esta tecnología tiene un alto costo de establecimiento y, para lograr un impacto en la productividad de la finca, se requiere adoptarla en el área total de las pasturas. Los SSP intensivos han demostrado sus bondades biológicas y económicas, ya que permiten mantener cargas animales altas sin la necesidad de fertilización química; sin embargo, el alto costo de establecimiento (US\$ 1440 ha⁻¹) dificulta su adopción, en particular por parte de aquellos productores con poca disposición de capital (Murgueitio et ál. 2006).

En todos los grupos de fincas se sustituyeron áreas de pasturas degradadas y potreros sin árboles por pasturas mejoradas con árboles. La magnitud de estos cambios fue mayor en el grupo de productores que recibieron PSA + AT (Figura 3). Esto se puede atribuir principalmente a la capacitación recibida en temas como establecimiento y manejo de pasturas, introducción de árboles en potreros, establecimiento y manejo de cercas vivas y conservación de bosques. Además, la experiencia con los productores nos ha mostrado que ellos han experi-

mentado un cambio en su percepción sobre el manejo de la ganadería al utilizar enfoques de manejo racional de uso de la tierra, como la integración de los sistemas silvopastoriles (López 2005).

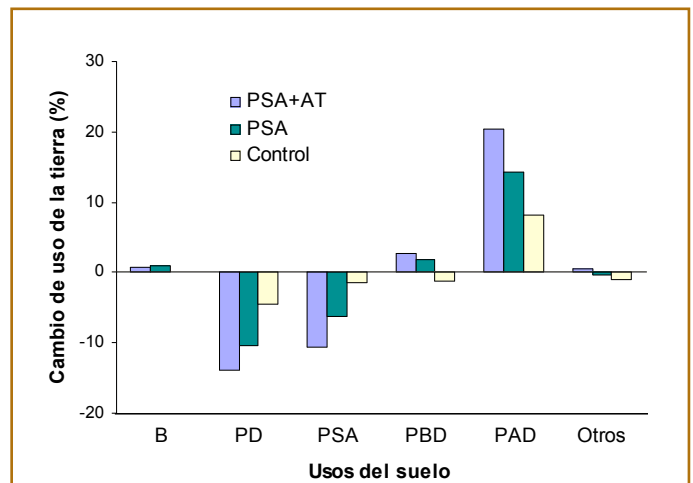


Figura 3. Cambio porcentual en el uso de la tierra (2003-2006) en los diferentes grupos de fincas ganaderas de la zona piloto del proyecto GEF- Silvopastoril en Colombia. PSA + AT = grupo de productores con pago por servicios ambientales y asistencia técnica (n = 50); PSA = grupo de productores con solo pago por servicios ambientales (n = 25); Control = grupo de productores sin PSA ni AT (n = 29). B = bosque; PD = pastura degradada; PSA = pastura sin árboles; PBD = pastura mejorada con baja densidad de árboles; PAD = pastura con alta densidad de árboles.

Cuadro 2. Dinámica del uso de la tierra en fincas ganaderas de la zona piloto del proyecto GEF - Silvopastoril en Colombia (3536,5 ha)

Uso de la tierra	2003		2006	
	ha	%	ha	%
Pastura degradada	97,7	2,8	18,1	0,5
Pastura natural sin árboles	780,6	22,1	255,1	7,2
Pastura mejorada sin árboles	1476,9	41,8	1270,9	35,9
Cultivo de semiperennes (plátano o café sin sombra)	291,0	8,2	235,3	6,7
Pastura natural con baja densidad de árboles	6,2	0,2	23,9	0,7
Pastura mejorada enriquecida con baja densidad de árboles	0,0	0,0	192,1	5,4
Cultivos perennes ^a	106,8	3,0	105,4	3,0
Pastura mejorada con baja densidad de árboles	60,3	1,7	218,2	6,2
Pastura natural con alta densidad de árboles	0,0	0,0	35,0	1,0
Pastura mejorada con alta densidad de árboles	2,2	0,1	213,9	6,0
Sistema silvopastoril intensivo	0,0	0,0	117,6	3,3
Bosques ^b	714,8	20,2	729,5	20,6
Otros	0,0	0,0	121,5	3,4

Notas: ^a Incluye café con sombrío de árboles, plantaciones homogéneas de frutales, policultivos de frutales. ^b Incluye bosques primarios, secundarios, secundarios intervenidos, ribereños y sucesión vegetal. Otros: cultivo de ciclo corto, bancos forrajeros de gramíneas y leñosas para corte, bancos forrajeros diversificados para corte, plantaciones maderables en monocultivo y plantaciones maderables diversificadas.



Ganado consumiendo *Leucaena* en un sistema silvopastoril intensivo. Finca El Arco, La Tebaida, Quindío, Colombia (foto: CIPAV)

En Costa Rica y Nicaragua se reportan tendencias similares (Casasola et ál. 2007, esta edición), ya que las pasturas degradadas disminuyeron su área mientras que los pastos mejorados con altas densidades de árboles la incrementaron. Esto permite aumentar la disponibilidad y calidad del forraje y, en consecuencia, la productividad de las fincas (Murgueitio 2000). Además, las pasturas arborizadas bien establecidas mitigan los efectos ambientales perjudiciales de los sistemas ganaderos tradicionales, ya que fijan carbono (Oelbermann e Ibrahim 2006) y aumentan la biodiversidad (Tobar et ál. 2006).

La longitud total de las cercas vivas en el área del proyecto aumentó considerablemente. Las cercas vivas simples (con una o dos especies dominantes) se incrementaron en 33,2 km, mientras que las multiestratos (con más de dos especies de diferentes alturas y usos: maderables, frutales, forrajeras y medicinales, entre otros) crecieron en 228 km entre el 2003 y 2006 (Figura 4). Las cercas vivas simples presentaron una leve disminución en su longitud total entre el 2004 y 2006 (Figura 4), debido a que muchas de ellas fueron convertidas a cercas vivas multiestrato. Los productores incorporaron en las cercas vivas especies nativas multipropósito como *Astronium graveolens*, *Dalbergia retusa*, *Pithecellobium saman*, *Albizia guachapele* y frutales.

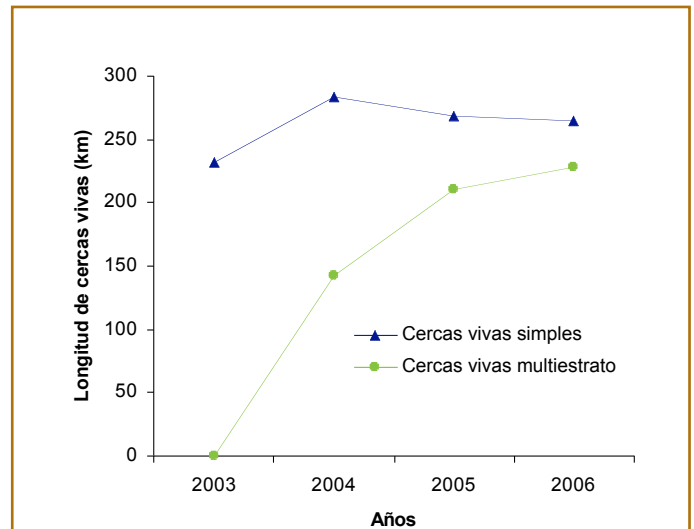


Figura 4. Dinámica de la longitud total de cercas vivas simples y multiestrato durante el período 2003-2006 en la zona del proyecto GEF-Silvopastoril en Colombia.

Los productores implementaron las cercas vivas por su facilidad de manejo, costos bajos en comparación con las cercas muertas y porque ocupan áreas reducidas de la finca. Además, estos sistemas silvopastoriles son importantes para la división de los potreros debido a su durabilidad y, dependiendo de la especie utilizada, constituyen fuentes importantes de forraje, leña, madera y frutos. Igualmente, las cercas vivas desempeñan un papel ecológico importante como proveedoras de hábitat y de recursos alimenticios para especies animales y por la conectividad de fragmentos de bosques a través del paisaje (Harvey et ál. 2005).

CONCLUSIONES

- El PSA indujo a cambios en el uso de la tierra en las fincas. Sin embargo, es importante evaluar el efecto de la asistencia técnica en la dinámica del uso de la tierra.
- La obtención de puntos ecológicos incrementales a nivel de finca fue proporcional a su tamaño; sin embargo, en términos de unidad de superficie (ha), las fincas pequeñas mostraron cierta tendencia a ser más eficientes. Esto refleja la importancia del pago por servicios ambientales para fomentar mejoras en fincas con restricciones de capital y de conocimiento tecnológico, los cuales son fundamentales para la implementación y manejo de sistemas silvopastoriles.

- Los usos de la tierra con aumentos importantes fueron las cercas vivas, las pasturas mejoradas con árboles y los sistemas silvopastoriles intensivos; por otro lado, mostraron reducciones significativas las áreas con pasturas degradadas y las pasturas sin árboles. Además, se encontró que el PSA no tuvo consecuencias negativas para el área boscosa.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Casasola, F; Ibrahim, M; Ramirez, E; Villanueva, C. 2007. Influencia del Pago de servicios ambientales en los cambios de uso de la tierra en fincas ganaderas: la experiencia del proyecto GEF-silvopastoril en Costa Rica y Nicaragua. *Revista Agroforestería en las Américas* (este número).
- Dagang, ABK; Nair, PKR. 2003. Silvopastoral research and adoption in Central America: recent findings and recommendations for future directions. *Agroforestry Systems* 59:149-155.
- Gobbi, J; Casasola, F. 2003. Comportamiento financiero de la inversión en sistemas silvopastoriles en fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. *Revista Agroforestería en las Américas* 10(39-40):52 - 60.
- Harvey, C; Villanueva, C; Villacís, J; Chacon, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Saenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Pérez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Kunth, S; Sinclair, F. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 111:200-230.
- Ibrahim, M; Casasola, F; Gobbi, J. 2007. Informe de Avance Anual N° 4 (Agosto 2005 – Agosto 2006). Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (GEF-Banco Mundial). Turrialba, CR, CATIE- CIPAV- NITLAPAN. 176 p.
- InfoStat. 2004. InfoStat, versión 2004. Manual del usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Argentina, Editorial Brujas. 318 p.
- López, M. 2005. Procesos del fomento tecnológico de bancos de proteína de *Gliricidia sepium* en Rivas, Nicaragua: resultados bioeconómicos y lecciones aprendidas para su difusión. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 92 p.
- Murgueitio, E. 2000. Sistemas agroforestales para la producción ganadera en Colombia. In Pomareda, C; Steinfeld, H. eds. Intensificación de la ganadería en Centroamérica-Beneficios Económicos y Ambientales. San José, CR, CATIE-FAO-SIDE. p. 247-266.
- _____; Ibrahim, M; Ramírez, E; Zapata, A; Mejía, C; Casasola, F. 2003. Usos de la tierra en fincas ganaderas. Guía para el pago de servicios ambientales del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas. Cali, CO, CIPAV. 97 p.
- _____; Cuellar, P; Ibrahim, M; Gobbi, J; Cuartas, C; Naranjo, JF; Zapata, A; Mejía, C; Zuluaga, AF; Casasola, F. 2006. Adopción de sistemas agroforestales pecuáricos. In Congreso Latinoamericano de agroforestería para la producción pecuaria sostenible (4) y Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción agropecuaria sostenible (3, 2006, Varadero, CU). Memoria. Varadero, CU, EEPF-ICA-IGAT-IIF-CATIE-CIPAV. 1 disco compacto.
- Oelbermann, M; Ibrahim, M. 2006. The Carbon Quandary: can agroforestry systems sequester enough of it? In Congreso Latinoamericano de agroforestería para la producción pecuaria sostenible (4) y Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción agropecuaria sostenible (3, 2006, Varadero, CU). Memoria. Varadero, CU, EEPF-ICA-IGAT-IIF-CATIE-CIPAV. 1 disco compacto.
- Pagiola, S; Arcenas, A; Platais, G. 2005. Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America. *World Development* 33(2):237-253.
- Ríos, N; Jiménez, F; Ibrahim, M; Andrade, H; Sancho, F. 2006. Parámetros hidrológicos y de cobertura vegetal en sistemas de producción ganadera en la zona de recarga de la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica. *Revista Recursos Naturales y Ambiente* 48:111-117.
- Tobar, D; Ibrahim, M; Villanueva, C; Casasola, F. 2006. Diversidad de mariposas diurnas en un paisaje agropecuario en la región del Pacífico Central de Costa Rica. In (4) y Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción agropecuaria sostenible (3, 2006, Varadero, CU). Memoria. Varadero, CU. p. 102.
- Zapata, A; Mejía, C. 2004. Avances 2002 –2004 del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas. Cali, CO, CIPAV. 12 p.

Avances de Investigación

Toma de decisiones de productores ganaderos sobre el manejo de los árboles en potreros en Matiguás, Nicaragua

Fátima López¹; René Gómez¹; Celia Harvey²; Marlon López¹; Fergus Sinclair³

Palabras claves: Aprovechamiento de árboles en pasturas; control de maleza; manejo de cercas vivas; modelos de decisión.

RESUMEN

El estado de la cobertura arbórea en fincas ganaderas está relacionado con prácticas de manejo, factores socioeconómicos y ecológicos. En este sentido, es importante conocer los factores que intervienen en la toma de decisiones de los productores para identificar los escenarios que favorecen o impiden el incremento de la cobertura arbórea en las fincas ganaderas. El presente estudio se llevó a cabo con el propósito de identificar las principales decisiones que afectan la cobertura arbórea presente en fincas ganaderas en Matiguás, Nicaragua, así como conocer los factores vinculados a estas decisiones. Muestra la importancia de entender las actividades de los productores (y la racionalidad en estas actividades) para poder influenciar los patrones de cobertura arbórea en paisajes ganaderos. Se identificaron cuatro actividades comunes que tienen un impacto sobre los árboles en potreros y tacotales: control manual y químico de malezas en los potreros; poda de los árboles en las cercas vivas de los potreros; aprovechamiento de ramas y árboles para leña, postes muertos y madera; y cambios en el uso del suelo. Estas actividades tienen un impacto negativo en la cobertura arbórea, simplificando su estructura, reduciendo su densidad y cambiando su composición y arreglo espacial. Entre los factores que influyen en los productores para realizar estas actividades se encuentran las necesidades económicas y productivas, las características de la cobertura arbórea y la disponibilidad de incentivos como el pago por servicios ambientales, que ejerce un efecto positivo en la cobertura arbórea porque estimula la regeneración natural en los potreros y la incorporación del componente arbóreo en otros usos de la tierra.

Decision-making by cattle farmers about tree cover management in pastures in Matiguás, Nicaragua

Keywords: decision models, live fence management, tree harvest in pastures; weed control.

ABSTRACT

The extent of tree cover in cattle farms is related to managing practices, socioeconomic and ecological factors. In this regard, it is important to know the factors linked with farmers' decision-making in order to identify the scenarios that favour or prevent the increase of tree cover in cattle farms. The objective of this study was to identify the main decisions affecting the tree component, as well as to know which factors are linked to these decisions in cattle farms in Matiguás, Nicaragua. We explored the decisions of cattle producers about the management of their farms and its effect on tree cover. The study shows the importance of understanding the effect of farmer activities and their rationale on tree cover patterns. Four main activities influence trees in pastures and fallow areas: manual or chemical weed control in pastures; pruning trees in live fences; harvesting branches and trees for firewood, posts and timber; and land use changes. These activities have a negative impact on tree cover, simplifying its structure, reducing tree density and changing tree composition and spatial arrangement. The most important factors that influence farmer decisions include economic and productive needs, the characteristics of tree cover and the availability of incentives such as payments for environmental services. The latter have a positive effect on tree cover because they stimulate natural regeneration in pastures and the establishment of tree cover in other land uses.

INTRODUCCIÓN

En Nicaragua, una parte considerable de las tierras deforestadas se ha convertido en pastizales que sustentan una ganadería extensiva de bajo nivel tecnológico y poca productividad (FAO 1993). Muchos de estos pastizales han sido sobreexplotados (Nitlapán 2000),

viéndose afectada también la cobertura arbórea. La zona ganadera de Matiguás representa un ejemplo de este fenómeno, ya que se estima que el 75% de las pasturas están muy degradadas por el mal manejo y la sobreexplotación.

¹ Nitlapán – UCA, Nicaragua. Correos electrónicos: fatisabel2@yahoo.com; ctecnico@ns.uca.edu.ni

² Proyecto FRAGMENT. Departamento de Agricultura y Agroforestería, CATIE, Sede Central. charvey@catie.ac.cr

³ School of Agricultural and Forest Sciences, University of Wales, Bangor, LL57 2UW, Wales, UK.

A pesar de la degradación general en la zona, las fincas ganaderas de Matiguas contienen una cobertura arbórea dispersa en los potreros diversa y heterogénea. Además, el 40% de las fincas tienen parches de bosque o bosques riparios, aunque generalmente son pequeños y degradados por la entrada del ganado (Ruiz et ál. 2005). Esta cobertura arbórea es el resultado de las decisiones que toman los productores de seleccionar, mantener, eliminar o sembrar árboles en sus potreros al realizar actividades que influyen (en una manera positiva o negativa) sobre la cobertura arbórea presente en la finca. Se entiende que estas decisiones podrían ser influenciadas por el sistema de producción de los productores, condiciones socioeconómicas o ecológicas, estrategias de vida y conocimiento local (López et ál. 2004). Estudios en fincas ganaderas revelan que las decisiones más importantes que influyen en la cobertura arbórea fueron el control de maleza, aprovechamiento de árboles y cercas vivas, y plantaciones de postes vivos en cercas. La toma de decisiones en las fincas estuvo condicionada por la necesidad de productos arbóreos, disponibilidad de capital y mano de obra, principalmente (Villanueva et ál. 2003, López et ál. 2004).

Los objetivos de este estudio fueron (i) conocer los factores que inciden en las decisiones sobre el manejo de la cobertura arbórea en las fincas ganaderas; (ii) identificar las principales prácticas de los productores que afectan la cobertura arbórea en sus potreros y definir los factores técnicos (de manejo) socioeconómicos y ecológicos que influyen en la toma de decisiones sobre la cobertura arbórea; y (iii) identificar las principales especies de árboles que los productores retienen en sus

potreros. Esta información será útil para orientar la conservación de la cobertura arbórea en sus fincas y su integración dentro de los sistemas productivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la parte baja de la cuenca del Río Bulbul donde están ubicados los proyectos Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (GEF-Silvopastoril) y FRAGMENT (*Developing methods and models for assessing the impact of trees on farm productivity and regional biodiversity*), a 249 km sudeste de la ciudad de Managua, entre las coordenadas 12° y 50°N, 85° y 27°O, y 267 msnm. La zona de estudio presenta una temperatura promedio anual de entre 30 y 32 °C y una precipitación promedio de entre 1200 y 1800 mm año⁻¹ (Levard et ál. 2001), con una estación lluviosa de aproximadamente ocho meses entre mayo y diciembre y una estación seca desde enero hasta abril.

Selección de los productores ganaderos

La selección de los productores se basó en la caracterización de las fincas ganaderas en la zona llevada a cabo por Ruiz et ál. (2004). Esta caracterización conllevó el uso de 97 encuestas realizadas por el proyecto GEF-Silvopastoril entre abril y julio del 2003. La clasificación de tipos de productores se hizo con base en el tamaño de la finca, el número de cabezas de ganado, el área de los potreros, los cultivos y las áreas de bosques y tacotales. Se identificaron tres grupos de productores a partir de esas características (Cuadro 1).

Se seleccionaron cinco fincas por grupo de productores (15 en total), las cuales fueron objeto de un monitoreo mensual de manejo durante un año (junio 2003 – mayo

Cuadro 1. Características de los tres grupos de productores ganaderos presentes en Matiguás, Nicaragua

Variables	Campeños de subsistencia (agricultura y ganadería)	Campeños finqueros (ganadería y agricultura)	Finqueros (ganadería)
Número de productores	36	43	18
Área de la finca (ha)	23,9 ± 4,3 b	27,8 ± 3,0 b	40,6 ± 18,8 b
Número de cabezas de ganado	18,7 ± 2,8 b	24,3 ± 2,8 b	60,3 ± 9,6 a
Área de potreros (ha)	7,1 ± 1,0 b	7,7 ± 1,1 b	29,5 ± 5,4 a
Área de cultivos (ha)	1,6 ± 0,2 b	2,1 ± 0,3 b	4,7 ± 2,1 a
Área de bosque (ha)	0,3 ± 0,7 b	1,4 ± 0,3 b	5,3 ± 2,5 a
Área de bosque ripario (ha)	0,2 ± 0,1 b	0,6 ± 0,2 ab	0,9 ± 0,4 a
Área de tacotal (ha)	1,2 ± 0,3 b	2,0 ± 0,5 b	8,0 ± 3,5 a

Fuente: Ruiz et ál. (2004).

Notas: los valores representan el promedio ± desviación estándar. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas según la prueba de Duncan ($p < 0,05$).

2004), con el objetivo de identificar las principales actividades realizadas y cómo estas decisiones afectan la cobertura arbórea. A partir de la información obtenida del monitoreo, se identificaron cuatro actividades principales que afectan la cobertura arbórea: (i) control manual, químico y mecánico de malezas en los potreros; (ii) aprovechamiento de árboles; (iii) poda de los árboles ubicados en las cercas vivas; y (iv) cambios de uso de suelo de tacotal a potrero o cultivos y viceversa. Se condujo una encuesta semiestructurada para estimar la frecuencia, intensidad y sitio de realización de cada práctica identificada.

Con la información obtenida por medio de las encuestas y las observaciones de campo se diseñaron modelos generales de decisión para cada práctica, ya que todas las fincas consideradas mostraron un patrón similar en la toma de decisiones. El modelo general para cada evento o práctica se desarrolló con el programa Netica (Norsys 1998). Este programa genera una red compuesta de todos los factores o variables que influyen en la toma de decisiones para realizar el evento (probabilidad del evento localizado en el nodo principal). Los nodos presentan divisiones, llamadas “estados”, las cuales tienen valores en términos de probabilidad (0 a 100%) y provienen de las frecuencias relativas de las respuestas emitidas por los productores de la ocurrencia de los eventos. Cada decisión o evento estuvo compuesto de uno o varios nodos principales o primarios y secundarios. Los nodos principales constituyeron la decisión de realizar el evento y los secundarios fueron los factores o variables que afectaban el nodo principal (Villanueva et ál. 2003). Estos diagramas permitieron visualizar los factores que influyen en cada decisión y las probabilidades asociadas con cada factor. Además, permitieron explorar cómo los cambios en uno o varios factores podían influir en la probabilidad de tomar una decisión.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características generales de las fincas ganaderas

El sistema de producción predominante fue la ganadería de doble propósito (leche y carne). El promedio de área en potreros fue de 21,6 ha ($\pm 17,6$), con una carga animal de 1,08 UA/ha ($\pm 0,58$). Las fincas evaluadas presentaron una cobertura arbórea diversa, con árboles dispersos en potreros con una densidad que varió entre 13 y 45 individuos ha⁻¹, y cercas vivas entre 84 y 95 árboles km⁻¹ (Ruiz et ál. 2005). Las especies arbóreas más comunes en los potreros fueron guácimo (*Guazuma ulmifolia*), lau-

rel (*Cordia alliodora*), roble (*Tabebuia rosea*), guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*), genízaro (*Albizia saman*), coyote (*Platymiscium parviflorum*) y madero negro (*Gliricidia sepium*). En las cercas vivas las especies más comunes fueron jiñocuabo (*Bursera simaruba*), guácimo y pochote (*Pachira quinata*).

Los productores ganaderos toman decisiones orientadas a mejorar la productividad y rentabilidad de su finca, las cuales tienen un impacto sobre la cobertura arbórea. Entre las decisiones más comunes están el manejo de las malezas (chapeas, herbicidas y mecánico), el aprovechamiento de las ramas y árboles para leña, madera, postes muertos y prendedizos y la distribución del uso del suelo de sus fincas (Cuadro 2). En conjunto, estas actividades cambian la estructura, composición y abundancia de la cobertura arbórea en las fincas ganaderas, haciéndola dinámica en el tiempo y el espacio. Algunas decisiones tienen un impacto a nivel de la estructura del árbol: mientras que otras lo tienen a nivel de parcela o de finca. Por ejemplo, la poda de las cercas vivas afecta negativamente la estructura de los árboles (Cuadro 2), el control de maleza tiene un impacto negativo leve que afecta la densidad, composición y arreglo espacial de los árboles a nivel de apartos, y los cambios de usos de la tierra (p. ej., pasturas a tacotal) tienen un impacto positivo a nivel de finca, aumentando la cobertura arbórea. La magnitud del impacto sobre la cobertura arbórea varía también entre actividades.

Los productores ganaderos toman decisiones orientadas a mejorar la productividad y rentabilidad de sus fincas con un impacto relativo sobre la cobertura arbórea. Entre las decisiones más comunes (frecuencia de los eventos) están la decisión de cómo manejar las malezas (chapeas, herbicidas y mecánico), cómo aprovechar los árboles para leña, madera, postes muertos y prendedizos y a qué dedicar diferentes áreas de las fincas. En conjunto, estas actividades cambian la composición, estructura y abundancia de cobertura arbórea en las fincas ganaderas, haciéndola dinámica en el tiempo y el espacio.

Algunas decisiones tienen un impacto a nivel de la estructura del árbol, otras a nivel de potrero o de finca. Los controles de malezas ejercen un efecto negativo en la densidad, composición y arreglo espacial de los árboles a nivel de potrero, siendo el control mecánico el más perjudicial. Las podas de las cercas vivas, así como el aprovechamiento de árboles para leña, postes muertos y postes prendedizos tienen un efecto negativo sobre la

estructura del árbol, mientras que el aprovechamiento de madera afecta negativamente la densidad arbórea a nivel de potrero. Los cambios de uso del suelo (de cultivo a tacotal o de pastura mejorada a tacotal) afectan de manera positiva la cobertura arbórea a nivel de finca.

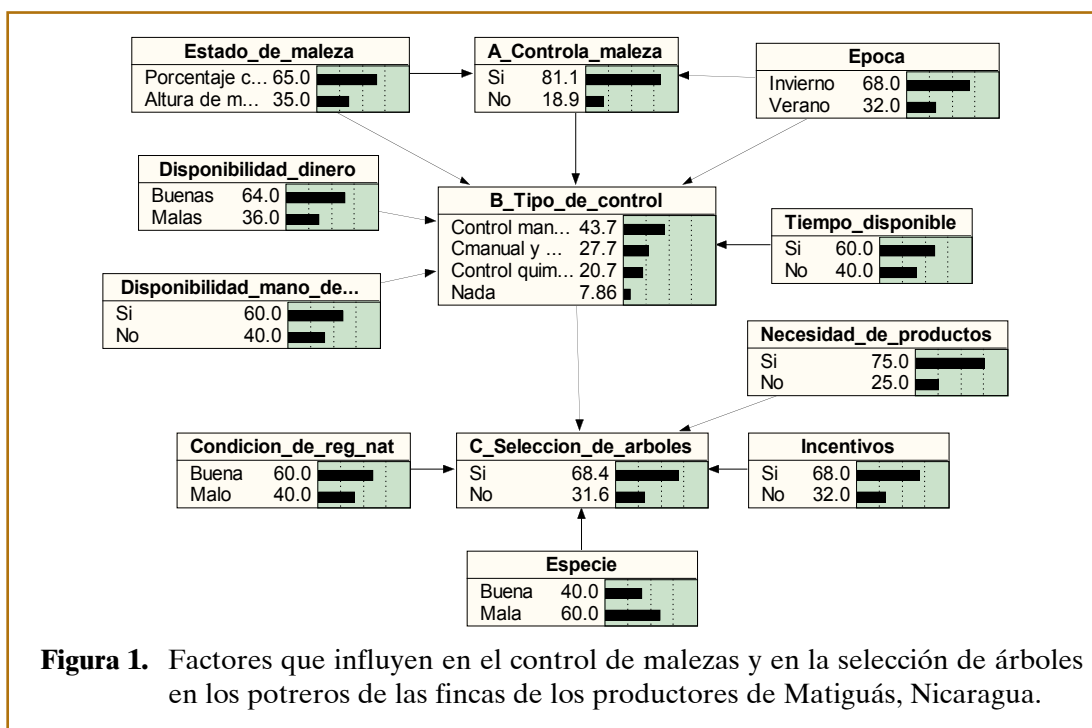
Los eventos que afectan la cobertura arbórea se realizan con diferentes frecuencias (Cuadro 2). Algunas actividades, como el manejo de maleza, aprovechamiento de leña y de postes prendedizos son realizadas anualmente por todos los productores. En contraste, otras actividades, como cambios en el uso de suelo o aprovechamiento de árboles para madera son más esporádicas y dependen de las condiciones actuales de los productores y sus fincas. Además, algunas actividades como la poda de cerca vivas se concentran en la época seca, mientras que el aprovechamiento para leña o postes muertos, inclusive para madera, pueden ocurrir en cualquier época del año de acuerdo con las necesidades de los productores.

Control de malezas en potreros

El manejo y control de las malezas en los potreros es un aspecto importante para la productividad de los pastos, ya que ayuda a mantenerlos limpios de hierbas indeseables que perjudiquen su buen desarrollo (Doll 1989). A la vez, es una actividad que reduce la cobertura arbórea de las fincas porque al limpiar las malezas los productores también eliminan mucha de la regeneración natural de los árboles en sus potreros (Camargo et ál. 2000).

El 81,1% de los productores acostumbra controlar malezas en sus potreros con una frecuencia de una a dos veces por año (Figura 1). Existen tres métodos para controlar las malezas: (i) control manual, con una probabilidad de ocurrencia de 43,7%; (ii) control químico y (iii) control mecánico usando maquinaria pesada (tractor, utilizado solamente por un productor). Las principales decisiones que toman los productores son acerca de la realización del control de maleza, qué tipo de control utilizar y seleccionar o no los árboles de la regeneración natural durante esta actividad (Figura 1).

La decisión de controlar las malezas o no depende del estado de la maleza y la época. En la época de invierno, las malezas se desarrollan más, en términos de altura total y cobertura de suelo, debido a la mayor humedad presente en el suelo, por lo que es necesario manejarlas para garantizar la producción de pasto. El método de control de malezas depende de la disponibilidad de mano de obra, capital y tiempo, del estado de las malezas y la época del año. Generalmente, los productores en la época seca tienen una mayor disponibilidad de mano de obra, y la aprovechan para realizar chapeas manuales; en contraste, en la época lluviosa, cuando tienen mayor trabajo, recurren al control químico por su rapidez y menor frecuencia de aplicación. Otro elemento que toman en cuenta los productores es la disponibilidad de capital para la compra de herbicidas. El control químico se emplea en caso de tener capital y limitaciones de tiempo.



La selección de la regeneración natural en los potreros depende de la especie arbórea, el estado de desarrollo del árbol, la necesidad de productos arbóreos (leña, postes muertos, postes prendedizos, madera y forraje) y los pagos por servicios ambientales. Las especies de árboles que los productores seleccionan y dejan debido a que son útiles y brindan otros servicios incluyen el guácimo, laurel, roble, genízaro y coyote.

Poda de cercas vivas

La segunda actividad que afecta la cobertura arbórea es la poda de las cercas vivas, con una probabilidad del 86,4%. La poda de las cercas vivas consiste en eliminar parcial o totalmente las ramas de algunos árboles para obtener postes para la instalación de nuevos cercos, reparar cercas vivas existentes, reducir la sombra a los pastos y evitar el volcamiento de árboles (Figura 2). Esta actividad es llevada a cabo anualmente por todos los productores en la época seca (entre marzo y abril) por la facilidad de rebrote de las ramas y prendimiento de las estacas y para evitar enfermedades fungosas.

Los productores toman decisiones sobre la realización y el tipo de poda de las cercas vivas (Figura 2). Estas decisiones dependen de la necesidad de postes prendedizos para instalar o reparar cercas, de los incentivos y de la época apropiada para establecer estos sistemas.

Se encontró que el 27,6% de las podas fueron totales y el 58,7% parciales (Figura 2). La decisión sobre cuál tipo de poda emplear (total o parcial) depende de la cantidad necesaria de postes, la especie y

edad del árbol, la condición física de las ramas y la facilidad de prendimiento de la especie. Por ejemplo, si el productor tiene árboles con ramas buenas (20 cm de diámetro y 2 m de altura), existe la probabilidad que los pode parcialmente; en contraste, si presentan ramas malas (cortas y delgadas), podría decidir eliminar algunas. La decisión de qué tipo de poda utilizar (total o parcial) depende de la cantidad de postes que se necesita, el tipo de especie del árbol, la edad del árbol, la condición física de las ramas y la facilidad de prendimiento de la especie. La poda total es efectuada eventualmente si necesitan cantidades de postes mayores a las 200 unidades y cuando tienen altas densidades de árboles en las cercas vivas en sus fincas, de lo contrario realiza poda parcial de árboles que tengan ramas con la estructura requerida (diámetro de al menos 20 cm y una altura mayor a 2 m). La instalación de cercas vivas nuevas fue el mayor cambio en la cobertura arbórea en el período de estudio, lo cual se debió principalmente al pago por servicios ambientales del proyecto GEF - Silvopastoril.

Aprovechamiento de árboles en potreros

La tercera actividad que influye en la cobertura arbórea de las fincas fue el aprovechamiento de árboles dispersos y en cercas vivas. El 73,6% de los productores aprovechan los árboles en sus fincas. Esta práctica consiste en aprovechar los árboles útiles para obtener productos (madera, postes, leña y forraje) y, además, regular la sombra para el buen desarrollo del pasto y el manejo de la densidad arbórea (Figura 3).

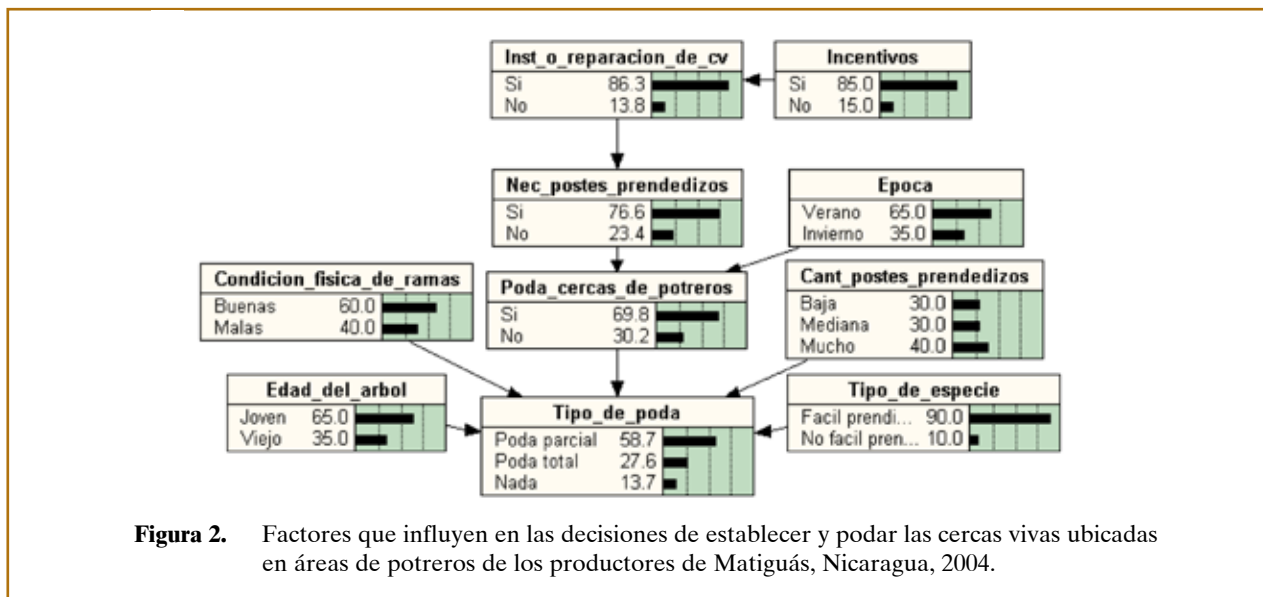


Figura 2. Factores que influyen en las decisiones de establecer y podar las cercas vivas ubicadas en áreas de potreros de los productores de Matiguás, Nicaragua, 2004.

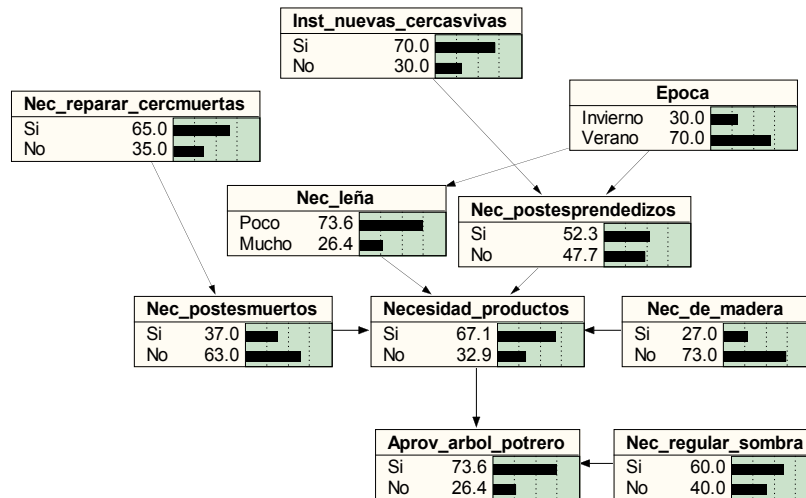


Figura 3. Factores que influyen en la decisión de aprovechar la cobertura arbórea ubicada en los potreros de los productores de Matiguás, Nicaragua.

Uso de postes muertos

Se encontró que todos los productores entrevistados utilizan postes muertos, extrayendo a una tasa promedio de $57 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1} \text{ finca}^{-1}$, con el objetivo de reparar cercas viejas o dañadas por el ganado. Las especies más utilizadas para la producción de postes muertos son el quebracho (*Lysiloma divaricatum*), guácimo, madero negro, laurel y guanacaste. El aprovechamiento de postes se realiza sobre todo con mano de obra familiar y ocasionalmente se contrata mano de obra externa.

Necesidad de postes prendedizos

Los productores entrevistados extraen postes prendedizos a una tasa promedio de $193 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1} \text{ finca}^{-1}$. Los postes se obtienen de las cercas vivas en potreros y corrales, y se extraen para el establecimiento de nuevas cercas vivas. Los productores acostumbran extraer los postes en la estación seca debido a que las especies utilizadas tienen fácil prendimiento a finales de esta época e inicios de la lluviosa. Los árboles comúnmente usados son jiñocuabo y pochote. Según los productores, este trabajo es realizado únicamente con mano de obra familiar, con el fin que se realice bien la poda y la instalación.

Uso de árboles para obtención de leña

Los productores que viven en sus fincas utilizan los árboles dispersos para obtener leña. Se estimó una extracción promedio anual de $79,1 \text{ m}^3$ de estereos de leña por finca. Los productores cosechan leña en la época seca (enero

a febrero) y ocasionalmente la extraen a mediados de la época lluviosa (entre octubre y noviembre) si escasea la que tienen almacenada en sus fincas. Los productores seleccionan principalmente aquellas especies que producen leña de alta calidad o que tengan ramas viejas (podridas), caídas o bifurcadas, con fisuras y ramas secas, o árboles que dan demasiada sombra al pasto. Las especies más empleadas para la obtención de leña son guácimo, guayaba (*Psidium guajava*), sangregado (*Pterocarpus rohrii*), helequeme (*Erythrina berteroana*), chaperno (*Lonchocarpus minimiflorus*), guanacaste, quebracho, laurel, mora (*Maclura tinctoria*), carao (*Cassia grandis*), piojillo (*Trichilia americana*), madero negro, jagua (*Genipa americana*) y corteza (*Tabebuia ochracea*).

Uso de árboles maderables

Los productores de la zona usan poco los árboles para obtención de madera. El 27% de los productores entrevistados aprovechan los árboles maderables para mejoras en sus fincas o casas, tales como la reparación o ampliación de cuartos y la construcción de galeras. La época seca es la más favorable para aprovechar los árboles maderables por la facilidad de acceso a los sitios y porque la madera no se encuentra húmeda. Las especies maderables más utilizadas son genízaro, guanacaste, quebracho, coyote, pochote, cedro (*Cedrela odorata*), chinche (*Zanthoxylum caribaeum*), laurel y guácimo.

Aprovechamiento de árboles forrajeros

Los árboles forrajeros como el guácimo, guanacaste y madero negro predominan en los potreros (Ruiz et ál. 2005), pero no son aprovechados ni manejados activamente por los productores. El ganado consume las hojas y frutos dispersos en el suelo provenientes de estas especies.



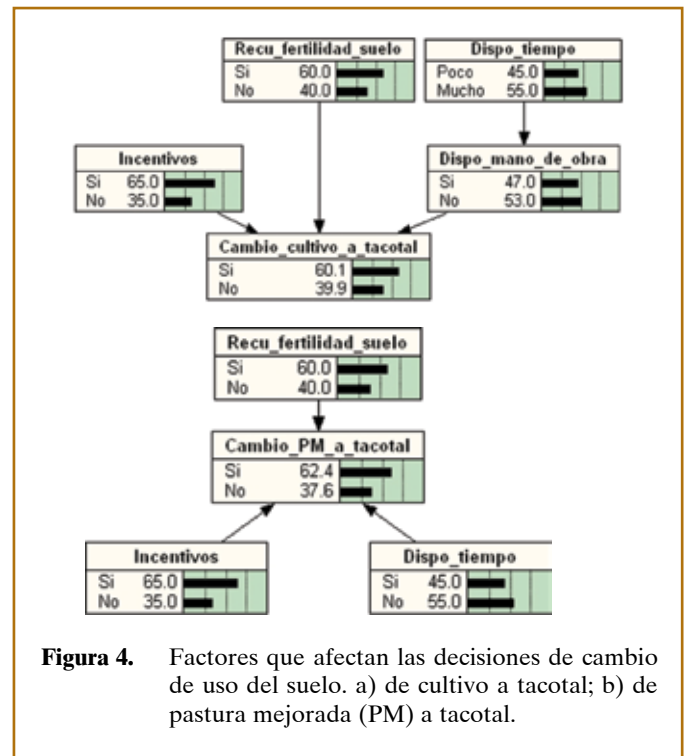
Aprovechamiento de hojas y frutos dispersos en el suelo en Rivas, Nicaragua (foto: FRAGMENT 2004)

Cambio de uso del suelo

Otra práctica que afecta la cobertura arbórea en las fincas son los cambios de uso de la tierra, los cuales suelen ser cíclicos (Camargo et ál. 2000). Los cambios más comúnmente observados en la zona de estudio fueron el abandono de cultivos y pasturas mejoradas (60,1 y 62,4% de los productores, respectivamente), lo cual las convierte en tacotales. Este cambio de uso del suelo incrementó notablemente la cobertura arbórea de las fincas. En general, los productores toman esta decisión para permitir un período de descanso o recuperación de la fertilidad del suelo. Esta estrategia ha sido utilizada por los productores de la zona desde la colonización de las tierras (López et ál. 2004). La toma de decisiones respecto al abandono de cultivos y pasturas mejoradas depende básicamente de la necesidad de recuperar la fertilidad del suelo, la poca disponibilidad de mano de obra y de tiempo, y disponibilidad de incentivos (Figura 4). En la época de lluvias, los

productores tuvieron menos disponibilidad de mano de obra debido a su gran demanda para actividades de agricultura y ganadería.

El pago por servicios ambientales (remuneración económica dada a los productores por un servicio de la conservación de bosques y prácticas ganaderas amigables con el ambiente) afectó muchas decisiones de manejo en las fincas, tales como cambios de usos de la tierra, control de malezas, podas o la siembra de cercas vivas (Cárdenas et ál. 2006). De los productores que recibieron pagos por servicios ambientales, el 62,4% realizó cambios en el uso de la tierra y el 80,0% estableció cercas vivas. La disponibilidad de pagos por servicios ambientales motivó a algunos productores (62,4%) a aumentar la cobertura arbórea en sus fincas.



CONCLUSIONES

Los productores ganaderos de Matiguás realizan numerosas prácticas de manejo que influyen en la densidad, arreglo espacial y composición de la cobertura arbórea de sus fincas. Estas prácticas incluyen el control de malezas en potreros, la poda de cercas vivas, el aprovechamiento de árboles dispersos en potreros y los cambios en los usos de la tierra. La mayoría de las prácticas de manejo encontradas resultan en una reducción de la cobertura arbórea a nivel de parcela; sin embargo, el abandono de cultivos y pasturas mejoradas (áreas dejadas en regeneración natural) promueve los incrementos

en cobertura arbórea a nivel de finca. Las decisiones respecto a estas prácticas fueron influenciadas por el pago por servicios ambientales, el cual promueve el aumento de la cobertura arbórea en las fincas ganaderas.

El conocimiento de las decisiones que afectan la cobertura arbórea y los factores que influyen en estas decisiones facilita el entendimiento de la dinámica de dicha cobertura en el tiempo y el espacio. Además, permite proponer alternativas que reduzcan el impacto negativo de las prácticas de manejo sobre la cobertura arbórea. Se considera que esta información servirá como base para desarrollar estrategias de aprovechamiento de la cobertura arbórea y mantenimiento de la productividad de fincas ganaderas, tornando estos sistemas más amigables con el ambiente.

La conversión de paisajes ganaderos convencionales a paisajes amigables con el ambiente debería incluir el mejoramiento de la cobertura arbórea en estas fincas. Con base en el presente estudio, se recomiendan cuatro estrategias principales: (i) continuar con los pagos por servicios ambientales, ya que son un factor importante para que los productores decidan fomentar la regeneración natural; (ii) aprovechar mejor los recursos arbóreos dispersos en sus fincas a través del manejo de árboles forrajeros para alimentación del ganado, principalmente en la temporada seca; (iii) aumentar y mantener las cercas vivas con la plantación de postes prendedizos y cortinas rompevientos, que contribuyen a la conservación de biodiversidad, suelo y agua; (iv) disminuir el uso de maquinaria agrícola y químicos para el control de malezas, ya que tienen un fuerte impacto negativo sobre la regeneración natural de los árboles.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Camargo, JC; Ibrahim, M; Somarriba, E; Finegan, B; Current, D. 2000. Factores ecológicos y socioeconómicos que influyen en la regeneración natural del laurel en sistemas silvopastoriles del trópico húmedo y subhúmedo de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 7(26):46-49.
- Cárdenas, AY; Ramírez, E; López, M; Ibrahim, M. 2006. Efecto del pago por servicios ambientales en fincas ganaderas, en la adopción de sistemas silvopastoriles en Matiguás, Nicaragua. Universidad Centroamericana, Instituto de Investigación y Desarrollo (Nitlapán).
- Doll, P. 1989. Principios básicos para el manejo y control de malezas en praderas. Cali, CO, CIAT. 59 p.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1993. *FAO Production Yearbook 1992*. Rome, IT, FAO. v. 46, 86 p.
- Levard, L; Marín, Y; Navarro, P. 2001. Municipio de Matiguás: potenciales y limitantes del desarrollo agropecuario. Nicaragua, IMPRIMATUR. 83 p.
- López, F; Gómez, R; López, M; Harvey, C; Sinclair, F. 2004. Toma de decisión de los productores ganaderos sobre la eliminación, retención, selección y aprovechamiento de árboles y sus efectos sobre la cobertura arbórea en potreros en fincas de Belén - Rivas, Nicaragua. *Encuentro* 68:76-93.
- Nitlapán (Instituto de Investigación y Desarrollo Nitlapán). 2000. Programa de reconversión técnica ganadera y fijación de carbono. Managua, NI, Nitlapán-Universidad Centroamericana. 46 p.
- Norsys. 1998. Netica 1.12 for Windows 95 and Windows NT 4.0. Norsys Software Corporation.
- Ruiz, F; Gómez, R; Harvey, C; Ramírez, E. 2004. Caracterización de las fincas ganaderas en la cuenca Bulbul del municipio de Matiguás, Matagalpa, Nicaragua. Managua, NI, Nitlapán-Universidad Centroamericana. 40 p.
- _____; Gómez, R; Harvey, C. 2005. Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de Matiguás, Nicaragua. Proyecto Fragment. Managua, NI, Nitlapán-Universidad Centroamericana. 40 p.
- Villanueva, C; Ibrahim, M; Harvey, CA; Sinclair, FL; Muñoz, D. 2003. Estudio de las decisiones claves que influyen sobre la cobertura arbóreas en fincas ganaderas de Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):69-77.

Avances de Investigación

Cobertura arbórea y rentabilidad de fincas ganaderas en Rivas y Matiguás, Nicaragua

Fátima López¹; Marlon López²; René Gómez¹; Celia A. Harvey²; Cristobal Villanueva²; José Gobbi²; Muhammad Ibrahim²; Fergus L. Sinclair³

Palabras claves: análisis financieros; árboles maderables; mano de obra; productividad de fincas ganaderas; sistemas silvopastoriles.

RESUMEN

En algunas unidades de producción en Nicaragua, la presencia de árboles dentro de los sistemas pecuarios desempeña un papel importante; sin embargo, existe poca información que cuantifique el aporte del componente arbóreo de las pasturas a la rentabilidad de las fincas. El presente estudio se llevó a cabo con el propósito de explorar este aporte en fincas ganaderas de Rivas y Matiguás, en Nicaragua, a través de estudios de monitoreo socioeconómico de las fincas. En promedio, las fincas de Rivas tienen densidades de árboles en pasturas de 16,2 individuos ha⁻¹ y en Matiguás de 33 individuos ha⁻¹. Esta cobertura arbórea provee especies de árboles de usos múltiples como leña, alimento para el ganado, madera para construcciones rurales, postes muertos y postes prenderizos; además, brinda otros servicios al productor, tales como provisión de sombra y conservación de suelos. Sin embargo, el efecto del componente arbóreo en la productividad de las fincas es ínfimo (menos del 4,7% en Matiguás y 9,0% en Rivas), dado que los ingresos por actividades agrícolas y ganaderas fueron más importantes que el componente forestal. De igual manera, los análisis de los indicadores financieros, como el flujo de efectivo y margen bruto, muestran que no existe relación entre la presencia de cobertura arbórea con la rentabilidad de las fincas. Con el conocimiento del comportamiento económico de los sistemas de producción y del aporte de la cobertura arbórea a la productividad y sostenibilidad de las fincas, se pueden proponer alternativas de manejo y comercialización para mejorar la contribución de la cobertura arbórea a la rentabilidad de estas.

Tree cover and profits in cattle farms in Rivas and Matiguás, Nicaragua

Keywords: cattle farm productivity; financial analysis; labour; silvopastoral systems, timber trees.

ABSTRACT

In Nicaragua, trees often play an important role in cattle farms, but there is little information quantifying the contribution of the tree component of pastures to the farm's profits. This study explores the contribution of the tree cover in pastures to the productivity and profitability of cattle farms in Rivas and Matiguás, Nicaragua, through the use of socioeconomic surveys and farm monitoring data. On average, tree densities were 16,2 trees ha⁻¹ in Rivas and 33 trees ha⁻¹ in Matiguás. This tree cover supplies farmers with multiple products, such as firewood, forage for cattle, timber for rural constructions, dead and live fence posts, as well as other services, such as shade and soil conservation. However, the benefits obtained from trees do not influence farm income directly (less than 4.7 and 9.0% of total gross income in Matiguás and Rivas, respectively), because the income obtained from agricultural and cattle production is much more important than that from the forest component. Financial indicators, such as cash flow and gross margin, show that there is no correlation between tree cover and farm income. Understanding the farming system and the contribution of the tree cover to productivity and profitability allows to propose alternative management and commercialization strategies to increase the contribution of the tree component to farm profitability.

INTRODUCCIÓN

Se le ha atribuido a la ganadería —especialmente la de producción extensiva— el deterioro de los recursos naturales, en particular de los bosques y el suelo. Sin embargo, a inicios de la década de los 90 los países de la región centroamericana iniciaron trabajos sobre modelos de producción sostenible (Riesco 1992), en los cuales la presencia de

árboles dentro de los sistemas pecuarios cumple un papel importante. Además, la disponibilidad de tecnologías de bajo costo para establecer árboles en pasturas y la aceptación en el mercado de maderas provenientes de potreros han contribuido a la reconversión de los sistemas ganaderos tradicionales en América Central (Barrios 1998).

¹ Nitlapán, Managua, Nicaragua. Correos electrónicos: fatisabel2@yahoo.com, ctecnico@ns.uca.edu.ni

² Grupo Ganadería y Manejo del Medio Ambiente, CATIE. Correos electrónicos: charvey@catie.ac.cr, cvillanu@catie.ac.cr, jgobbi@catie.ac.cr, mbrahim@catie.ac.cr, lopezm@catie.ac.cr

³ Universidad de Gales, Bangor, Reino Unido. Correo electrónico: f.l.sinclair@bangor.ac.uk

Se ha demostrado que la incorporación del componente arbóreo en el sistema de producción ganadera puede influir positivamente en la rentabilidad de las fincas ganaderas (Kaimowitz 2001). Los sistemas silvopastoriles pueden incrementar la rentabilidad de las fincas al ofrecer beneficios económicos adicionales a la producción bovina, como madera, postes para cercas (Holmann et ál. 1992, Botero et ál. 1999) y suplementos de alta calidad nutricional, como forrajes y frutos (Casasola et ál. 2001). Además, muchos productores mantienen árboles en sus potreros como fuente de capital financiero, para aprovecharlos cuando surgen problemas de liquidez (Souza de Abreu et ál. 2000). Sin embargo, existe escasa información sobre el aporte del componente arbóreo de pasturas a la economía familiar y la rentabilidad de la finca. Un mayor entendimiento de la importancia de la cobertura arbórea en la economía de fincas ganaderas podría contribuir a superar las barreras en la adopción de los sistemas silvopastoriles. El objetivo del presente estudio fue documentar el estado del componente arbóreo en pasturas (árboles dispersos) y explorar su aporte a los ingresos y rentabilidad de las fincas ganaderas de Rivas y Matiguás, Nicaragua.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se efectuó en Rivas y Matiguás, Nicaragua, como parte del proyecto FRAGMENT. La zona de Rivas comprendió 12.506 ha ubicadas en el municipio de Belén (11°30'N y 85°53'O; 150 msnm); pertenece a la zona de vida Bosque Tropical Seco y presenta una temperatura que varía entre 27 y 30 °C (Holdridge 1987). La época lluviosa dura aproximadamente siete meses (entre mayo y noviembre) y la época seca de diciembre has-

ta abril. La precipitación anual promedio es de 1400 mm (INETER 2000). La zona de Matiguás tuvo una extensión territorial de 12.560 ha, ubicada en la región central del país (12°50'N y 85°27'O; 247 msnm), y pertenece a una zona de vida en transición entre Bosque Tropical Seco y Bosque Tropical Húmedo. El clima presenta una temperatura anual promedio de 31 °C. El período de lluvias ocurre entre mayo y diciembre y el seco de enero hasta abril. La precipitación anual se encuentra entre 1200 y 1800 mm (Levard et ál. 2001).

Durante el proyecto, en cada sitio se realizó una encuesta para caracterizar los grupos de productores ganaderos según sus condiciones biofísicas y socioeconómicas (Gómez et ál. 2003; Ruiz et ál. 2005). Las fincas fueron agrupadas según el tamaño y el capital fijo en campesinos de subsistencia (CS), campesinos finqueros (CF) y finqueros (F). Se seleccionaron 15 fincas de cada sitio, las cuales fueron distribuidas equitativamente entre los tres grupos de productores (Cuadro 1). La elección de fincas en cada grupo se realizó con base en los siguientes criterios: que tuvieran la ganadería como la actividad más importante en términos del uso de la tierra, y que hubiera accesibilidad a la finca y anuencia del propietario para brindar información sobre el manejo de su finca y sus componentes.

Se realizó un monitoreo socioeconómico en las fincas seleccionadas visitándolas mensualmente durante un año. La información fue obtenida por medio de una encuesta semiestructurada, la cual registró las cantidades y precios de los insumos y productos relacionados con los componentes pasto, animal, cultivos, plantaciones

Cuadro 1. Grupos de fincas seleccionadas para el monitoreo en los sitios Rivas y Matiguás, Nicaragua (se asignaron cinco fincas a cada tipo de productor)

Variables	Rivas				Matiguás			
	Campesino de subsistencia	Campesino finquero	Finquero	Promedio	Campesino de subsistencia	Campesino finquero	Finquero	Promedio
Área promedio de la finca (ha)	20,4 ± 1,7	28,8 ± 4,9	33,6 ± 7,9	27,6 ± 3,3	14,7 ± 3,5	17,6 ± 1,8	51,4 ± 12,9	27,9 ± 6,1
Número promedio de potreros	2,5 ± 1,3	2,5 ± 1,3	2,9 ± 1,8	5,2 ± 0,8	5,0 ± 2,1	5,3 ± 2,4	6,8 ± 1,9	5,7 ± 2,3
Tamaño promedio de potreros (ha)	3,4 ± 1,5	10,5 ± 2,2	5,9 ± 1,4	3,6 ± 0,8	2,3 ± 1,6	1,8 ± 1,9	4,6 ± 1,7	2,9 ± 0,2
Carga animal promedio (UA ha ⁻¹)	0,5 ± 0,2	3,05 ± 1,1	3,9 ± 4,8	1,5 ± 2,2	0,5 ± 0,2	1,5, ± 0,1	1,3 ± 0,4	1,1 ± 1
Capital fijo (US\$ ha ⁻¹) ^a	147,4 ± 40	290,0 ± 24	324,0 ± 26	290,5 ± 180	1844,6 ± 61	2948,8 ± 70	1903,7 ± 364	1176,4

Notas: Se asignaron cinco fincas a cada tipo de productor. Los sistemas de producción fueron mixto (agricultura y ganadería) y doble propósito (producción de leche y carne), excepto para campesino de subsistencia de Matiguás, donde el sistema fue agricultura de subsistencia. Los valores corresponden a la media ± error estándar. La tasa de cambio fue de US\$ 1 = 15,16 córdobas nicaragüenses del 28 de julio del 2003 para Rivas y 16,07 del 01 de septiembre del 2004 para Matiguás. ^a Capital fijo incluye equipos, vehículos, infraestructuras, tierra y ganado.

forestales y frutales, los productos consumidos por la familia y la mano de obra. Otras actividades registradas fueron aquellas que generaron ingresos dentro de la finca, como el alquiler de instalaciones y equipos o de tierra para cultivos o repasto de animales. Se tomó en cuenta el valor monetario actual de la tierra (precio de mercado en la zona), maquinarias y equipos, construcciones e instalaciones y vehículos. Exceptuando el recurso tierra, se estimó la depreciación por el método lineal (Wadsworth 1997).

Se llevó a cabo un inventario de los árboles en cada potrero de las fincas seleccionadas para estimar la abundancia y estructura de los árboles dispersos en potreros. A cada árbol en los potreros se le midió el diámetro a la altura del pecho (dap) y la altura comercial. Los árboles fueron identificados con el apoyo de un experto forestal y un habitante de la zona con un buen conocimiento de las especies presentes en la comunidad. Se registró el nombre común y científico de todos los árboles (Salas 1993, Stevens et ál. 2001).

El volumen de madera en los potreros y su valor comercial se calcularon con base en la información procedente del inventario de los árboles en cada potrero. Los árboles considerados fueron especies maderables con dap mayor a 30 cm y con atributos deseables en los mercados, como la forma y sanidad del fuste. La estimación del volumen de madera comercial se realizó por medio de la siguiente fórmula: volumen = $\text{dap}^2/10000 * \pi/4 * \text{altura de fuste} * 0,5^4$. El valor monetario se calculó valorando el árbol en pie en la finca, considerando el precio de mercado vigente según la calidad en (i) especies maderables de alto valor con un precio de US\$ 79,15 m⁻³ en Rivas y US\$ 43,58 m⁻³ en Matiguás⁵ y (ii) especies maderables de bajo valor (común o blanca) con un precio de US\$ 32,98 m⁻³ y de US\$ 24,90 m⁻³ para Rivas y Matiguás, respectivamente (Cuadro 2). La rentabilidad de las fincas se estimó mediante indicadores financieros como flujo efectivo (FE), margen bruto (MB), ingreso neto (IN) e ingreso por manejo e inversión (IMI), calculados según Wadsworth (1997; Cuadro 3).

Cuadro 2. Clasificación de acuerdo al valor comercial de la madera de las especies arbóreas más comunes de Rivas y Matiguás, Nicaragua

Nombre común	Nombre científico	Valor comercial	
		Alto	Bajo
Caoba	<i>Swietenia humilis</i>	X	
Cedro	<i>Cedrela odorata</i>	X	
Pochote	<i>Pachira quinata</i>	X	
Cortez	<i>Tabebuia chrysantha</i>	X	
Roble	<i>Tabebuia rosea</i>	X	
Guachipilin	<i>Diphysa robinoides</i>		X
Guanacaste	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>		X
Laurel	<i>Cordia alliodora</i>		X
Gavilán	<i>Albizia guachapele</i>		X
Genízaro	<i>Samanea saman</i>		X
Acetuno	<i>Simarouba glauca</i>		X
Arco	<i>Caesalpinia violacea</i>		X
Carboncillo	<i>Astronium graveolens</i>		X
Chaperno	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>		X
Ceiba	<i>Ceiba pentandra</i>		X
Cerrillo	<i>Casearia corymbosa</i>		X
Chiquirín	<i>Myrospermum frutescens</i>		X
Guacimo	<i>Luehea candida</i>		X
Madero Negro	<i>Gliricidia sepium</i>		X

⁴ Cárdenas, C. 2005. Factor de forma para árboles en potrero. INAFOR Jalapa. Comunicación Personal.

⁵ La tasa de cambio fue de \$US1=15,16 córdobas nicaragüenses del 28 de julio del 2003 para Rivas y 16,07 del 01 de septiembre del 2004 para Matiguás.

Cuadro 3. Ecuaciones y variables utilizadas para el cálculo de los indicadores financieros

Indicador financiero (US\$ ha⁻¹)	Ecuación o datos incluidos
Flujo de caja (FC)	$FC = IMT + IDF - CVT - CFE$
Margen bruto (MB)	$MB = PB - CVT$
Ingreso neto (IN)	$IN = (PB + IDF) - (CFT + CVT)$
Ingreso por manejo e inversión (IMI)	$IMI = IN - MOF$
Producto bruto (PB)	$PB = IMT + CI + ACF - \text{compra de ganado}$
Ingreso monetario total (IMT)	Ingresos por ventas pecuarias, agrícolas y forestales
Ingresos por otras actividades dentro de la finca (IDF)	Renta de tierras, maquinaria y equipo, construcciones e instalaciones
Costos variables totales (CVT)	Alimentos para animales, productos veterinarios, semen, fertilizantes, herbicidas, combustibles, servicio de transporte, mano de obra temporal.
Costos fijos efectivos (CFE)	Mano de obra permanente, electricidad, agua, impuesto territorial, mantenimiento de infraestructura, maquinaria y equipo.
Cambio de inventario de ganado durante un año (CI)	Valor monetario del ganado al inicio y final del año
Consumo propio (ACF)	Valor monetario del consumo de productos pecuarios, agrícolas y forestales.
Costos fijos totales (CFT)	CFE, depreciación de maquinaria y equipo, construcciones e instalaciones y vehículos.
Mano de obra familiar (MOF)	Cantidad de horas invertidas por año y precio por hora en el mercado

Las variables monitoreo socioeconómico, abundancia y estructura del componente arbóreo, e indicadores financieros se sometieron a un análisis de varianza, y cuando este mostró diferencia estadística significativa ($p < 0,05$) se realizó una prueba de comparación de medias de Duncan. Se llevaron a cabo también análisis de correlaciones y regresiones lineales simples para conocer el grado de asocio entre la cobertura arbórea (densidad de árboles dispersos, porcentaje de cobertura arbórea de árboles dispersos y volumen de árboles maderables) y la rentabilidad (flujo efectivo, margen bruto, ingreso neto e ingreso por manejo e inversión). Se utilizó el programa InfoStat/Profesional (2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Árboles dispersos en potrero y productividad

Se encontró diferencias estadísticas ($p < 0,05$) en las características del componente arbóreo e índices de productividad en fincas entre sitios (Cuadro 4). La poca densidad de árboles en Rivas se debió a que los productores no tienen un área definida para agricultura o ganadería (Gómez et ál. 2003). Por el contrario, los ganaderos en Matiguás tienen áreas definidas para la ganadería, cuyo uso no cambia con el transcurso del tiempo. La carencia de áreas definidas exclusivamente para la ganadería hace que estas se roten con la agri-

cultura, lo cual reduce la probabilidad del manejo de la regeneración natural y por ende la cobertura arbórea.

Las fincas de Rivas mostraron un comportamiento similar con respecto a la estructura del componente arbóreo entre tipos de productores ($p > 0,05$). En cambio, en Matiguás las fincas presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$) en la densidad de árboles dispersos en potreros, siendo menor en el grupo de los finqueros que en los grupos de los campesinos de subsistencia y de los campesinos finqueros. Esta diferencia se debe a que los finqueros disponen de dinero para contratar mano de obra, lo que reduce la probabilidad de seleccionar los árboles en el momento de hacer el control de malezas. Por el contrario, los campesinos de subsistencia realizan por sí mismos las labores de limpieza de potreros y tienen el cuidado de dejar árboles de importancia por medio de la regeneración natural.

No se encontraron diferencias estadísticas ($p < 0,05$) en la productividad animal (leche y carne) entre tipos de productores en cada sitio. Los CS y los CF de Rivas presentaron mayores ingresos monetarios provenientes de leche que los finqueros. Estos productores tienden a maximizar su factor de producción limitado (tierra), haciendo un uso más intensivo de ella. Caso contrario

sucedio en Matiguás, donde los CF y los F tienen un ingreso mayor que los CS, lo cual puede estar asociado a la poca especialización en la producción de leche del hato ganadero de estos últimos productores. En Rivas, los ingresos por producción de carne fueron mayores en el grupo de fincas CS en comparación con los grupos CF y F, siendo los primeros más intensivos en el uso de sus tierras. En cambio, en Matiguás la producción de carne fue similar entre grupos de fincas ($p > 0,05$).

Los productores ganaderos de Matiguás tienen un mayor volumen de madera en sus fincas que los de Rivas (Figura 1). El volumen de madera se distribuye normalmente entre las clases diamétricas, donde el grueso del volumen se encuentra en los árboles de tamaño intermedio (Figura 1). Sin embargo, los campesinos de subsistencia tienden a mantener los árboles de mayor tamaño (Figura 1a). El volumen de los árboles presentes en fincas de campesinos de subsistencia y finqueros de Matiguás no varía entre clases diamétricas (Figura 1b).

La intensificación del uso de la tierra en los sistemas ganaderos con la implementación de sistemas silvopastoriles ha influido en la producción de madera de los árboles dispersos en potreros, lo cual constituye una estrategia para la diversificación de la producción de la finca. Los campesinos de subsistencia y los campesinos finqueros de Matiguás poseen un mayor volumen de madera que los productores con grandes extensiones de tierra (Finqueros; Figura 1b). Lo anterior se debe a que los grandes finqueros tienen una menor densidad de árboles en los potreros, ya que el tamaño de las fincas

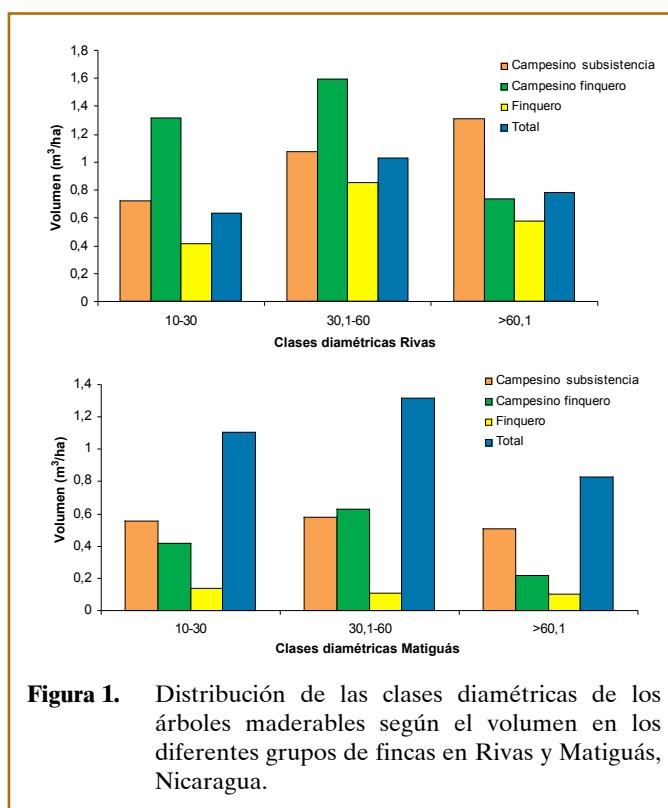


Figura 1. Distribución de las clases diamétricas de los árboles maderables según el volumen en los diferentes grupos de fincas en Rivas y Matiguás, Nicaragua.

les permite destinar ciertas áreas para bosques como fuente de los productos maderables para el consumo en la finca. La mayoría de la madera en fincas es de bajo valor (Figuras 2 y 3), lo que se puede explicar por la alta tasa de regeneración natural de estas especies y la sobreexplotación de las especies de alto valor. Por otro lado, la presencia de determinada especie depende de muchos factores: disponibilidad de semillas, capacidad de adaptación a la especie de pasto, la selectividad y

Cuadro 4. Estructura del componente arbóreo e indicadores de productividad en fincas ganaderas de Rivas y Matiguás, Nicaragua

Variable	Rivas				Matiguás			
	Campesinos de subsistencia	Campesinos finqueros	Finqueros	Promedio	Campesinos de subsistencia	Campesinos finqueros	Finqueros	Promedio
Densidad de árboles (individuos ha ⁻¹)	16,2 ± 5,0 a	26,5 ± 14,2 a	9,7 ± 2,9 a	17,5 ± 5,1 b	45,3 ± 10,5 a	41,6 ± 10,1 a	13,2 ± 4,3 b	33,4 ± 6,1 a
Volumen de madera (m ³ ha ⁻¹)	0,9 ± 0,4 a	1,0 ± 0,3 a	0,5 ± 0,2 a	0,8 ± 0,3 b	2,6 ± 1,0 a	1,8 ± 0,4 a	0,6 ± 0,3 a	1,7 ± 0,2 a
Valor de madera (\$US ha ⁻¹)	27,2 ± 10,9 a	37,4 ± 12,7 a	17,8 ± 6,0 a	27,5 ± 8,3 b	94,3 ± 41,1 a	53,2 ± 15,9 a	15,2 ± 2,2 a	54,2 ± 15,3 a
Producción de leche (\$US ha ⁻¹ año ⁻¹)	10,1 ± 0,8 a	10,6 ± 2,5 a	5,2 ± 0,6 b	8,6 ± 1,3 b	27,0 ± 7,3 b	64,9 ± 7,2 a	52,6 ± 12,2 ab	48,2 ± 8,4 a
Producción de carne (\$US ha ⁻¹ año ⁻¹)	79,3 ± 22,5 a	14,6 ± 6,1 b	5,6 ± 2,0 b	33,2 ± 10,1 b	24,7 ± 3,8 a	48,1 ± 9,4 a	88,1 ± 34,1 a	53,6 ± 14,1 a

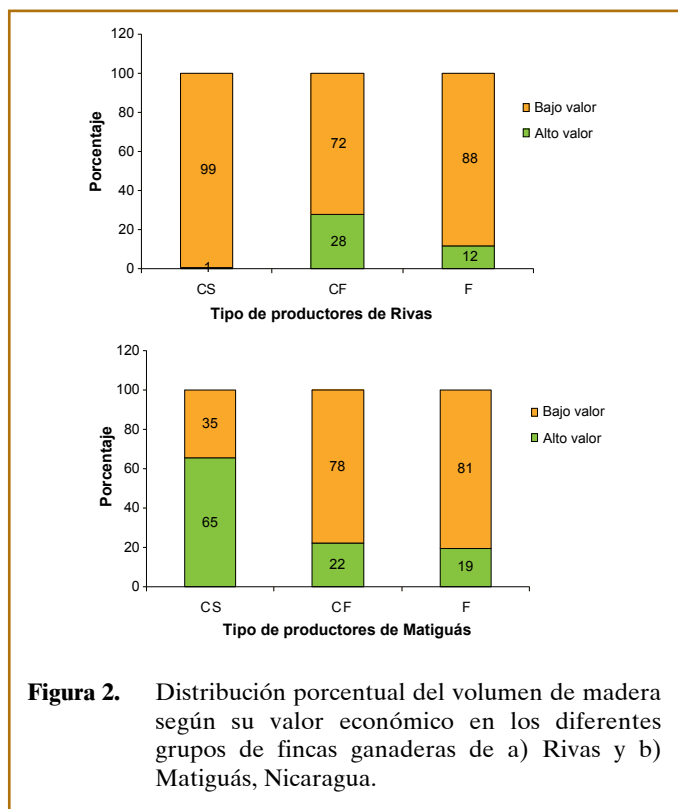


Figura 2. Distribución porcentual del volumen de madera según su valor económico en los diferentes grupos de fincas ganaderas de a) Rivas y b) Matiguás, Nicaragua.

manejo del productor (Esquivel 2005) y los objetivos de producción. Un caso atípico fueron los productores de subsistencia de Matiguás, quienes presentaron un mayor porcentaje de especies de alto valor, lo que probablemente sea una estrategia muy marcada de diversificación de la producción para un aprovechamiento al máximo del área de sus fincas (Figuras 2b y 3b).

Productos generados en las fincas de Rivas y Matiguás

Los ingresos de las actividades agropecuarias difirieron entre localidades y grupos de finqueros. Los productores de Rivas realizan actividades agrícolas para el consumo propio y para el comercio (Gómez et ál. 2003). Por el contrario, los productores de Matiguás sólo realizan actividades agrícolas de subsistencia (Ruiz et ál. 2005). La diferencia en la estrategia de producción observada entre los dos sitios se relaciona con las condiciones biofísicas, de cultura de producción y de acceso al mercado. En Rivas, el producto bruto generado por los distintos rubros de las fincas tuvo un comportamiento diferente en cada grupo de productores (Figura 4). Los finqueros obtuvieron el mayor porcentaje del producto bruto de las actividades agrícolas (arroz, maíz, frijol, sorgo y musáceas), seguido por los ingresos de carne (ganado en pie). Los productores CF obtuvieron los mayores ingresos de la actividad agrícola y en segundo lugar de los ingresos forestales,

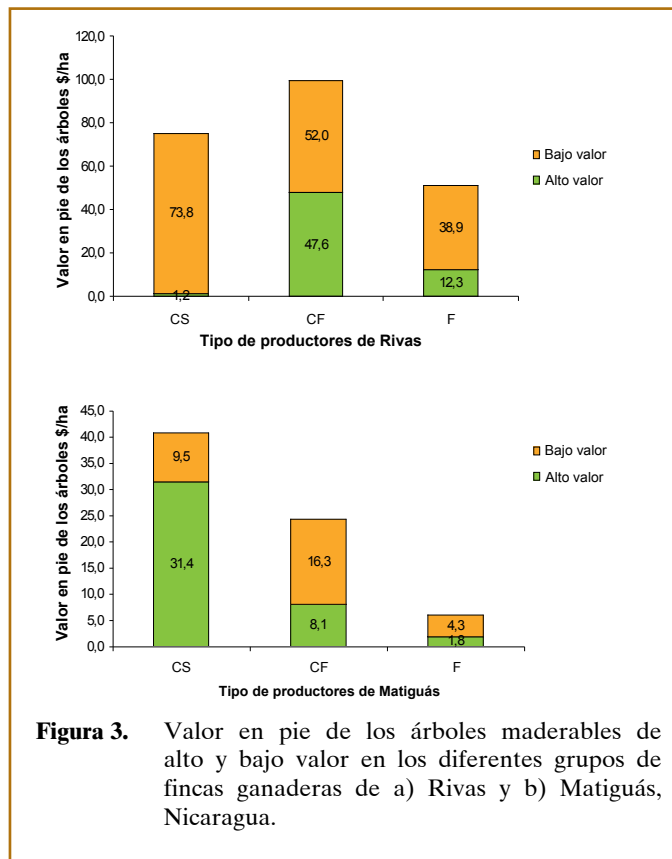


Figura 3. Valor en pie de los árboles maderables de alto y bajo valor en los diferentes grupos de fincas ganaderas de a) Rivas y b) Matiguás, Nicaragua.

mientras que los productores CS obtuvieron el mayor porcentaje de ingresos de la carne y en segundo lugar de las actividades agrícolas (Figura 4). Las fincas del grupo CS están apostando al mercado con el ganado de carne y la agricultura está orientada a la seguridad alimentaria. Además, los residuos de los cultivos agrícolas conforman un recurso importante en la alimentación animal en la época seca en estas regiones.

Los tres grupos de finqueros de Matiguás presentaron diferentes distribuciones porcentuales de los ingresos por rubro. Los mayores ingresos monetarios fueron generados por la leche y la carne (Figura 4). El producto bruto generado por los productos forestales de las fincas tuvo un comportamiento diferente en cada grupo. Los campesinos de subsistencia obtuvieron el mayor porcentaje del producto bruto de las actividades forestales en comparación con los campesinos finqueros y los finqueros, siendo dichas actividades una estrategia de este tipo de productor para reducir riesgos mediante la diversificación de la producción (López et ál. 2004).

Análisis financiero de las fincas de Rivas y Matiguás

Las fincas evaluadas de Rivas y Matiguás mostraron una rentabilidad positiva. Sin embargo, las fincas de Mati-

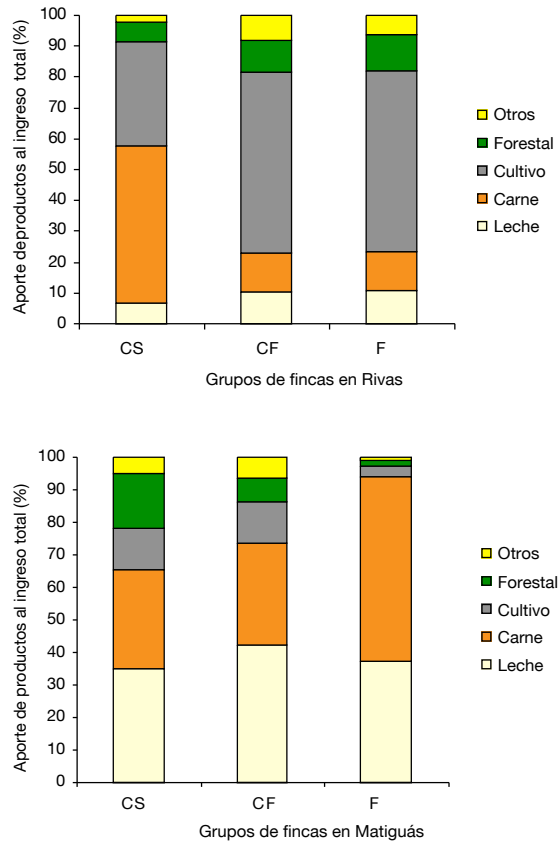


Figura 4. Aporte de los principales productos al ingreso total de las fincas ganaderas en los diferentes grupos (CS = campesinos de subsistencia; CF = campesinos finqueros; F = finqueros).

guás presentaron mayores indicadores financieros que las de Rivas (Cuadro 5). Lo anterior se puede atribuir a una mayor eficiencia de los recursos de capital, mejores condiciones edafoclimáticas, mayor organización de los productores y a la implementación de cadenas de mercado. El grupo de finqueros presentó los mayores indicadores, lo cual refleja que este grupo posee un mayor capital circulante. El margen bruto indica que con la producción de la finca se pagan los costos de operación, se obtienen ingresos netos positivos y se cubren también los costos fijos. El ingreso por manejo e inversión de la finca (IMA) en los tres grupos de finqueros en ambos sitios indica que la familia recibe una mayor retribución por su trabajo en la finca que si trabajara fuera de ella. En Rivas, el grupo de finqueros presentó mayor IMA que el grupo CS, pero fue estadísticamente similar al grupo CF ($p > 0,05$). En cambio, en Matiguás no hubo diferencia significativa entre grupos ($p > 0,05$).

Relaciones de la cobertura arbórea y la rentabilidad de las fincas en los paisajes de Rivas y Matiguás

No se encontró una correlación importante entre la cobertura arbórea y la productividad de las fincas de Rivas y Matiguás. Esto refleja que probablemente existan numerosas variables biofísicas y socioeconómicas que están afectando la productividad de la finca, además del reducido número de fincas utilizadas en el presente estudio para este tipo de análisis. Otras razones pueden ser que los principales ingresos de las fincas son obtenidos por agricultura y ganadería en Rivas y por

Cuadro 5. Indicadores financieros según grupo de fincas en Rivas y Matiguás, Nicaragua (US\$ ha⁻¹)

Grupo de fincas	Flujo en efectivo	Margen bruto	Ingreso neto	Ingreso por manejo e inversión
Rivas				
CS	38,6 ± 13,6 a	85,2 ± 29,0 a	84,6 ± 29,0 a	19,3 ± 13,5 b
CF	53,1 ± 23,2 a	103,1 ± 27,7 a	102,1 ± 28,0 a	31,1 ± 32,9 ab
F	97,9 ± 30,5 a	149,5 ± 41,8 a	149,4 ± 41,6 a	123,5 ± 40,4 a
Promedio	63,2 ± 14,2 b	112,6 ± 19,3 b	112,0 ± 19,3 b	57,9 ± 20,8 b
Matiguás				
CS	45,3 ± 18,9 b	168,6 ± 59,5 a	145,4 ± 58,9 a	111,7 ± 66,8 a
CF	108,2 ± 10,0 ab	226,2 ± 29,9 a	144,4 ± 55,0 a	129,3 ± 49,8 a
F	160,2 ± 34,5 a	266,1 ± 39,0 a	190,4 ± 51,1 a	185,0 ± 50,0 a
Promedio	104,6 ± 17,7 a	220,3 ± 26,1 a	160,1 ± 30,0 a	141,9 ± 31,1 a

Notas: CS = campesinos de subsistencia; CF = campesinos finqueros; F = finqueros. Letras diferentes en la misma columna para un mismo sitio indican diferencias significativas (Duncan $p < 0,05$).

ganadería en Matiguás, mientras que el componente forestal aportó la menor contribución al ingreso bruto total de las fincas, con 9% y 4,7% en Rivas y Matiguás, respectivamente.

CONCLUSIONES

Las fincas de Matiguás presentaron un mayor componente arbóreo (densidad de árboles y volumen de madera) e indicadores de productividad que las de Rivas. Esto se atribuye a la estrategia de uso de la tierra y capacidad de inversión. En Rivas, la principal actividad es la agricultura rotacional en la mayor parte de las fincas. En Matiguás, las fincas presentan como principal actividad la ganadería en general; la agricultura se destina para el consumo propio y los finqueros tienen una mayor capacidad de inversión. Las fincas de menor tamaño (grupos de campesinos de subsistencia y campesinos finqueros) tienden a presentar mejores indicadores del componente arbóreo y de productividad. Esto refleja las estrategias de diversificación y un uso eficiente de los recursos de la finca.

Los indicadores financieros de las actividades económicas de los productores de Rivas y Matiguás mostraron una rentabilidad positiva de las fincas. Esta productividad no está influenciada por la cobertura arbórea. Los mayores aportes en los ingresos de las fincas proceden de la ganadería y la agricultura, mientras que el componente forestal contribuye con menos del 9% del ingreso bruto total de las fincas. Por ello, es necesario generar diseños de fincas junto a programas de capacitación de los productores, con fines de mejorar el aporte económico del componente forestal a los ingresos de las fincas ganaderas. Además, es necesario pensar en internalizar en los ingresos de las fincas los beneficios indirectos del componente arbóreo en la alimentación y bienestar animal y la generación de servicios ambientales.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Barrios, C. 1998. Pastoreo regulado y bostas del ganado como herramientas forestales para la protección de arbolitos en potreros. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 93 p.

Botero, J; Ibrahim, M; Bouman, B; Andrade, H; Camargo, JC. 1999. Modelaje de opciones silvopastoriles sostenibles para el

sistema ganadero de doble propósito en el trópico húmedo. *Revista Agroforestería en las Américas* 6(23):60-62.

Casasola, F; Ibrahim, M; Harvey, C; Kleinn, C. 2001. Caracterización y productividad de sistema silvopastoriles tradicionales en Moropotente, Estelí, Nicaragua. *Revista Agroforestería en las Américas* 10(30):17-20.

Esquivel, MJ. 2005. Regeneración natural de árboles y arbustos en potreros activos en Muy Muy, Matagalpa, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 142 p.

Gómez, R; López, M; Harvey, CA; Villanueva, C. 2003. Caracterización de las fincas ganaderas y relaciones con la cobertura arbórea en potreros en el municipio de Belén Rivas, Nicaragua. Proyecto Fragment. NITLAPAN. Managua, NI, Universidad Centroamericana. 50 p.

Holdridge, L. 1987. *Ecología basada en zonas de vida*. San José, CR, IICA. 216 p.

Holmann, F; Romero, F; Montenegro, J; Chana, C; Oviedo, E; Baños, A. 1992. Rentabilidad de sistemas silvopastoriles con pequeños productores de leche en Costa Rica: Primera aproximación. *Turrialba* 42(1):79-89.

INETER (Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales, NI). 2000. Zonificación de la zona III y IV. Informe de Campo. Managua, NI, INETER. p. 25.

InfoStat. 2004. InfoStat, versión 2004. Manual del usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Argentina, Editorial Brujas. 318 p.

Kaimowitz, D. 2001. Will livestock intensification help save Latin America's Tropical Forest *In Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*. Wallingford, UK, CABI. 1-20 p.

Levard, L; Marín, Y; Navarro, P. 2001. Municipio de Matiguás: potenciales y limitantes del desarrollo agropecuario. Managua, NI, IMPRIMATUR. 83 p.

López, M; Gómez, R; Harvey, A.C; Villanueva, C. 2004. Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de Rivas, Nicaragua. *Encuentro* 36(68):114-133.

Riesco, A. 1992. La ganadería bovina en el trópico americano: situación actual y perspectiva. *In Avances de la producción de leche y carne en el trópico americano*. Chile, FAO-Oficina Regional para América Latina y el Caribe. 89 p.

Ruiz, F; Gómez, R; Harvey, C. 2005. Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de Matiguás, Nicaragua. Nicaragua, TROPITECNICA – NITLAPAN. 40 p.

Salas, JB. 1993. Atlas de árboles de Nicaragua. Nicaragua, IRENA. 340 p.

Stevens, WD; Ulloa C; Pool A; Montiel, O. 2001. Flora de Nicaragua. Missouri Botanical Garden Press. Tomo I, II, III.

Souza de Abreu, MH; Ibrahim, M; Harvey, C; Jiménez, F. 2000. Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de la Fortuna de San Carlos, Costa Rica. *Revista Agroforestería en las Américas* 7(26):53-56.

Wadsworth J. 1997. Análisis de sistemas de producción animal. Tomo 2: Las herramientas básicas. Estudio FAO: Producción y Sanidad Animal. 140/2. Roma, IT, FAO. 106 p.

Avances de Investigación

Los impactos de un proyecto silvopastoril en el cambio de uso de la tierra y alivio de la pobreza en el paisaje ganadero de Matiguás, Nicaragua

Yuri Marín¹; Muhammad Ibrahim²; Cristóbal Villanueva²; Elías Ramírez¹; Claudia Sepulveda²

Palabras claves: índice ecológico; margen bruto; pago por servicios ambientales; pasturas degradadas; usos de la tierra.

RESUMEN

Se argumenta que el pago por servicios ambientales (PSA) y la asistencia técnica (AT) pueden mejorar las condiciones de vida de los productores más pobres, al introducir en sus fincas usos sostenibles de la tierra que aumentan la productividad y generan ingresos adicionales mediante la venta de servicios ambientales, por lo que resulta interesante conocer si los PSA y la AT son una buena herramienta para reducir las tierras degradadas y contribuir al bienestar de las familias ganaderas rurales. Se estudió el efecto del pago por servicios ambientales (PSA) y la asistencia técnica sobre los cambios de uso de la tierra y sus implicaciones socioeconómicas y productivas en diferentes niveles de pobreza en una zona ganadera de Matiguás. Se seleccionaron 72 fincas ganaderas que recibieron PSA, y se les aplicó una encuesta estructurada para recolectar información socioeconómica. Las fincas se clasificaron en tres estratos de pobreza (no pobres, menos pobres y más pobres) según los indicadores sociales y económicos adaptados a la zona de estudio. Las variables medidas fueron el PSA acumulado, cambios en el uso de la tierra e indicadores de productividad y financieros. En el PSA acumulado, los productores menos pobres y más pobres fueron significativamente mayores que los finqueros no pobres (63, 60 y 32 US\$ ha⁻¹ respectivamente). Los productores del estrato más pobres tuvieron cambios importantes en el uso de la tierra, reduciendo en aproximadamente 20% las pasturas degradadas hacia usos más sostenibles como pasturas mejoradas con árboles, bancos forrajeros con arbustos y/o árboles y cercas vivas. Hubo pequeñas diferencias entre grupos de productores con PSA y PSA + AT con respecto al incremento de los indicadores de productividad y financieros. En todos los niveles de pobreza se obtuvo un incremento en productividad de leche por hectárea, margen bruto por la venta de productos animales por hectárea e ingreso familiar per cápita. Se concluye que el PSA es una herramienta importante para promover usos de la tierra sostenibles en fincas ganaderas independientemente del estrato de pobreza. Los estratos de fincas pobres pueden beneficiarse de los sistemas de PSA, ya que estos mejoran los indicadores de productividad y financieros de las fincas.

The impacts of a silvopastoral project on land use change and poverty alleviation in the cattle landscape of Matiguás, Nicaragua

Keywords: ecological index; degraded pastures; gross margin; land use; payment for environmental services.

ABSTRACT

It is argued that payments for environmental services (PES) and technical assistance (TA) may improve living conditions of the poorest producers, by introducing into their farms sustainable land uses that increase productivity and generate additional income through the sale of environmental services, and it would be useful to know whether PES and AT are good tools to reduce degraded lands and contribute to the well-being of rural families. We studied the effect of PES and TA on land use changes and their impacts on productive and socio-economic characteristics of farmers at three poverty levels in Matiguás, Nicaragua. A total of 72 cattle farms with PES were selected, and a structured survey was carried out to gather socioeconomic data. Cattle farmers were classified into three levels of poverty (non-poor, less poor and more poor) according to social and economic indicators adapted to the study zone. The variables evaluated were accumulated PES, land use change, and farm productivity and financial indicators. The accumulated PES per hectare of less poor and more poor farmers were significantly higher than those of non-poor farmers (63, 60 and 32 US\$ ha⁻¹, respectively). The poorest farmers undertook important land use changes, including the reduction of 20% of the degraded pasture area, with an increase in the area under sustainable land uses, such as improved pasture with high tree density and fodder bank with shrubs and/or trees and live fences. There were few differences between groups of farmers with PES and PES + TA with respect to increments in productivity and financial indicators. At all poverty levels, there was an increase in milk production per hectare, gross income from sales of cattle products per hectare and household income per capita. We conclude that PES is a valuable tool to promote sustainable land uses in cattle farms irrespective of the poverty level.

¹ Instituto NITLAPAN – Universidad Centroamericana, Nicaragua. Correo electrónico: iatanitla@ns.uca.edu.ni

² Investigadores CATIE, sede central. Correos electrónicos: mibrahim@catie.ac.cr, cvillanu@catie.ac.cr

INTRODUCCIÓN

En América Central, un alto porcentaje de las pasturas están degradadas y asociadas a bajos indicadores de productividad, así como a una alta degradación ambiental (Pezo et ál. 1999, Szott et ál. 2000). Por otro lado, una proporción mayoritaria de los pobres rurales vive en áreas de bajo potencial productivo, incluyendo zonas degradadas (Espinoza et ál. 1999). Se está fomentando la implementación de sistemas silvopastoriles para revertir los procesos de degradación de pasturas debido a su capacidad de mejorar la productividad y la generación de servicios ambientales (Chagoya 2004). Sin embargo, los altos costos de establecimiento de estos sistemas son una barrera importante para su adopción (Jansen et ál. 1997). En este sentido, se ha diseñado un sistema de pago por servicios ambientales (PSA) para incentivar la adopción de los sistemas silvopastoriles en paisajes fragmentados predominantemente ganaderos (Pagiola et ál. 2004).

En los programas de PSA se espera encontrar respuesta algunas preguntas: ¿los PSA permiten la conservación de los recursos naturales que generan beneficios ambientales globales y locales? ¿Pueden los pobres beneficiarse de un sistema de PSA? Algunos autores, como Pagiola et ál. (2005) e Ibrahim et ál. (2005), argumentan que los PSA pueden contribuir a mejorar las condiciones de vida de los productores más pobres al introducir en sus fincas usos sostenibles de la tierra que incrementen la productividad y generen ingresos adicionales por medio de la venta de servicios ambientales. Este artículo explora la relación entre el PSA y la asistencia técnica con los cambios de uso de la tierra y sus implicaciones para los indicadores socioeconómicos y productivos en familias ganaderas pobres. Por otro lado, explica en qué condiciones las familias menos favorecidas realizan cambios de usos de la tierra en sus fincas y cuáles son las políticas que podrían contribuir a generar dichos cambios.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

Este estudio se realizó en las microcuencas ganaderas de Bul Bul y Paiwas, en Matiguás, Nicaragua, zona de intervención del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (GEF-Silvopastoril), ejecutado por Nitlapan, CATIE y CIPAV. El proyecto GEF-Silvopastoril se implementó en la zona de estudio en el 2003 con el objetivo de evaluar el impacto del PSA sobre la adopción de sistemas silvopastoriles y otros usos de la tierra amigables

con el ambiente para generar servicios ambientales globales y mejorar las condiciones socioeconómicas de los ganaderos.

El sitio de estudio se localiza a 140 km de Managua, Nicaragua. La altitud varía entre 200 y 400 m y la precipitación entre 1200 y 1800 mm anuales, distribuidos de mayo a diciembre (Ruiz 2002). La ganadería extensiva es el principal uso de la tierra en ambas microcuencas (aproximadamente el 60% del área total) y la mitad de estas son pasturas degradadas con baja cobertura arbórea. Otro uso de la tierra importante son los bosques (parches de bosques secundarios y riparios; 20% del área total). El tamaño de las fincas va de 10 a 70 ha, en las cuales predomina la ganadería bovina de doble propósito. La mayoría de las familias son relativamente pobres; sus fincas carecen de servicios básicos como energía eléctrica y agua potable (Levard et ál. 2000).

Selección de fincas y clasificación de los estratos de pobreza

Se seleccionaron al azar 72 fincas del programa de PSA, las cuales fueron caracterizadas productiva y socioeconómicamente por medio de una encuesta estructurada. Las fincas seleccionadas se agruparon según los esquemas de intervención del proyecto GEF-Silvopastoril: fincas sujetas solamente a PSA (19) y fincas que recibieron PSA y asistencia técnica (PSA + AT, 53). Las familias de las fincas seleccionadas se clasificaron en distintos estratos de pobreza (no pobres, menos pobres y más pobres) empleando la metodología propuesta por Munk (2004). Esta metodología se basa en un conjunto de indicadores sociales y económicos adaptados a la zona de estudio: (i) activos (tenencia de tierra, ganado, equipos e infraestructura); (ii) nivel de escolaridad; (iii) condiciones de vida (calidad de la vivienda y acceso a servicios de agua y electricidad); (iv) diversificación de las fuentes de ingresos; y (v) condiciones de acceso al mercado (Cuadro 1). A cada indicador se le asignó un puntaje de acuerdo con una escala previamente establecida (Cuadro 1), y con estos indicadores se construyó un índice de pobreza, el cual varía entre 0 (menor pobreza) y 1 (mayor pobreza). El valor del índice de pobreza para cada productor resulta del promedio ponderado de puntos obtenidos de los indicadores sociales y económicos. Se establecieron tres categorías de pobres rurales: no pobres (15 fincas), menos pobres (26 fincas) y más pobres (31 fincas), con base en el valor del índice para cada finca.

Cuadro 1. Indicadores y sistema de puntaje utilizado para la clasificación de las categorías de pobreza de las familias rurales participantes en el proyecto GEF-Silvopastoril en Matiguás, Nicaragua

Indicadores	Puntaje
Tenencia de la tierra	0,33: más de 50 ha propias 0,67: entre 10 y 50 ha propias 1,00: menos de 10 ha propias
Tenencia de ganado	0,33: más de 30 vacas 0,67: entre 10 y 30 vacas 1,00: menos de 10 vacas
Tenencia de equipos e infraestructura	0,33: tiene picadora de pastos, vehículo propio, galera 0,67: tiene al menos uno de los anteriores equipos/infraestructura 1,00: no tiene ninguno de los equipos anteriores
Nivel de escolaridad	0,33: la mano de obra familiar tiene en promedio más de 6 años de escolaridad 0,67: la mano de obra familiar tiene en promedio 4-6 años de escolaridad 1,00: la mano de obra familiar tiene en promedio menos de 4 años de escolaridad
Acceso a servicios públicos básicos	0,33: la vivienda tiene buenas condiciones de servicios básicos (agua potable y energía eléctrica) 0,67: la vivienda tiene acceso a al menos uno de los servicios básicos 1,00: la vivienda no tiene acceso a servicios básicos
Diversificación de fuentes de ingresos	0,33: alguien de la familia se dedica a actividades no agropecuarias de mediana y gran escala que generan ingresos (tienda, comercio, servicios, etc.) 0,67: alguien de la familia se dedica a actividades de pequeña escala que generan ingresos (pequeño comercio, artesanía, etc...) o recibe remesas. 1,00: la familia no tiene ingresos provenientes de otras actividades no agropecuarias, ni remesas, salvo la venta de fuerza de trabajo asalariada
Condiciones de acceso al mercado	0,33: vende leche a un centro de acopio/directo consumidor 0,67: vende leche a queseras/intermediarios a menos de 1 hora de la carretera 1,00: vende leche a queseras/intermediarios a más de una hora de la carretera

Fuente: adaptado de Munk (2004).

VARIABLES EVALUADAS

El PSA acumulado se calculó como la sumatoria de los pagos anuales recibidos por los productores ganaderos en el período 2003 a 2006. El PSA acumulado por hectárea se estimó dividiendo el PSA acumulado entre el área total de la finca. El PSA se calculó con base en un índice ecológico, herramienta establecida para aproximar los servicios ambientales generados por los diferentes usos de la tierra a nivel de finca. El PSA recibido por cada finca se calculó con base en los cambios realizados en el uso de la tierra después de la línea base establecida en el año 2003³.

Los cambios de usos de la tierra en el período 2003 – 2006 se estimaron a partir de la base de datos de monitoreo de uso de la tierra del proyecto GEF-Silvopastoril. Se estimó la tasa neta de cambio en porcentaje para cada uso de la tierra durante ese período, dividiendo la diferencia de área de cada uso entre el área total de la

finca y multiplicado por 100. Para los análisis se seleccionaron los usos de la tierra más dinámicos: pasturas degradadas, pasturas naturales sin árboles, pasturas naturales con árboles, pasturas mejoradas sin árboles, pasturas mejoradas con árboles, cercas vivas, bancos forrajeros y bosques (tacotales, bosques secundarios y bosques riparios).

Los cambios en los indicadores de productividad y financieros fueron obtenidos de la información de línea base (2003) y del monitoreo socioeconómico del año 2006 realizados por el proyecto GEF-Silvopastoril. Los indicadores de productividad fueron productividad anual de leche ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y carga animal (UA ha^{-1} ; UA = unidad animal equivalente a 400 kg de peso vivo). Los indicadores financieros fueron el margen bruto ganadero y el ingreso familiar per cápita, los cuales se estimaron mediante las siguientes ecuaciones, propuestas por Gobbi (2002):

³ Más detalles acerca de la metodología de la operatoria de PSA en fincas ganaderas se encuentran en Murgueitio et ál. (2003) y Casasola et ál. (2007, esta edición).

$$\text{MBG} = \text{PBG} - \text{CVG} \quad [1]$$

donde

MBG = margen bruto ganadero (US\$ ha⁻¹ año⁻¹)

PBG = producto bruto ganadero (US\$ ha⁻¹ año⁻¹)

CVG = costos variables ganaderos (US\$ ha⁻¹ año⁻¹)

$$\text{IPF} = (\text{MBG} + \text{OI}) / \text{TF} \quad [2]$$

donde

IPF = ingreso familiar per cápita (US\$ año⁻¹)

MBG = margen bruto ganadero (US\$ año⁻¹)

OI = otros ingresos de la finca (US\$ año⁻¹)

TF = tamaño de la familia

Análisis de datos

Se realizaron análisis de varianza para evaluar las diferencias estadísticas de las variables PSA acumulado, tasa neta de cambio de uso de la tierra, indicadores de productividad y financieros en los diferentes estratos de pobreza a nivel general (72 fincas) y a nivel de los grupos de intervención del proyecto: (i) PSA y (ii) PSA + AT. Además, se realizaron comparaciones generales entre los grupos de fincas intervenidas por el proyecto. Cuando el análisis de varianza fue significativo ($p <$

0,05) se llevaron a cabo comparaciones de medias por medio de la prueba de Duncan ($p < 0,05$) con el programa InfoStat (InfoStat 2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características de los diferentes estratos de pobreza

Los productores de los estratos más pobres tuvieron un tamaño de finca, capital fijo y porcentaje de vacas en ordeño significativamente menor ($p < 0,05$) que los estratos no pobres. Asimismo, los estratos más pobres presentaron un menor nivel de escolaridad, mayor tamaño de la familia y un acceso menor a servicios básicos (electricidad), crédito y asistencia técnica en relación a los estratos no pobres (Cuadro 2).

La baja disponibilidad de activos, el bajo nivel de escolaridad, el mayor tamaño de la familia y el deficiente acceso a servicios básicos son los factores que más condicionan los niveles de pobreza en las zonas rurales (PNUD 2000). Sin embargo, los productores ganaderos más pobres de Matiguás no se encuentran en condiciones de extrema pobreza, debido a que cuentan con activos importantes como la tierra y el ganado; incluso, tienen un ingreso familiar per cápita superior a US\$ 2 día⁻¹, un indicador utilizado para categorizar a las

Cuadro 2. Características productivas y socioeconómicas de los diferentes estratos de pobreza que acceden al pago por servicios ambientales en Matiguás, Nicaragua (promedio \pm error estándar)

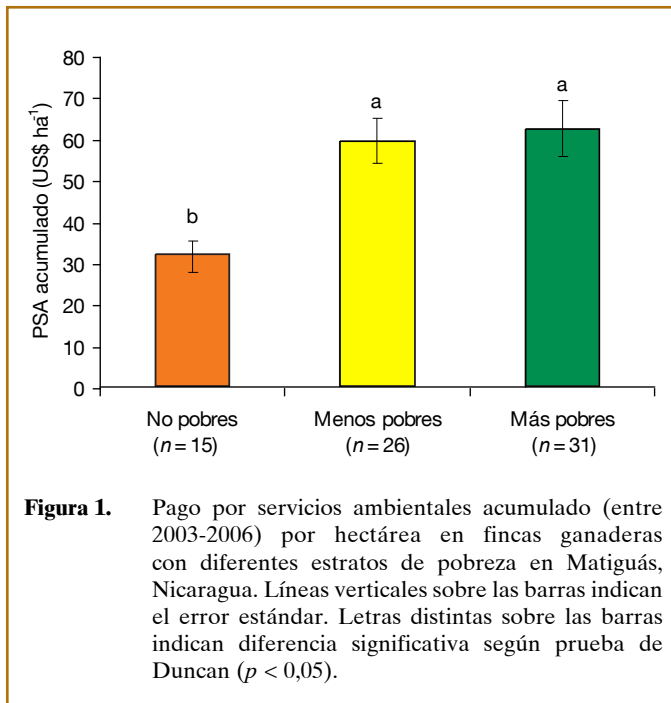
Indicadores	No pobres (n = 15)	Menos pobres (n = 26)	Más pobres (n = 31)
Productivos			
Tamaño de finca (ha)	89,6 \pm 7,9 a	42,6 \pm 3,8 b	18,1 \pm 1,39 c
Capital fijo por hectárea (US\$ ha ⁻¹)	46,621 \pm 8235,0 a	23,080 \pm 2513,0 b	9,375 \pm 1046,4 c
No. de vacas en ordeño (UA finca ⁻¹)	36 \pm 4 a	18 \pm 2 b	9 \pm 1 c
Carga animal por año (UA ha año ⁻¹)	0,97 \pm 0,1 a	1,1 \pm 0,1 a	0,96 \pm 0,08 a
Socioeconómicos			
Escolaridad (años)	7,9 \pm 1,4 a	3,8 \pm 0,8 b	1,7 \pm 0,4 b
Tamaño de la familia (no. personas)	3,7 \pm 0,4 a	5,4 \pm 0,4 b	5,7 \pm 0,4 b
Acceso a energía eléctrica (%)	53%	35%	12%
Acceso a crédito (%)	73%	66%	65%
Asistencia técnica (%)	89%	88%	76%
Ingreso familiar/año (US\$ per capita año ⁻¹)	5006 \pm 2220 a	2607 \pm 2036 b	1371 \pm 1004 c

Nota: letras distintas en cada fila indican diferencias significativas según la prueba de Duncan ($p < 0,05$).

personas que viven por debajo del umbral de pobreza extrema (UNCTAD 2002). Es importante señalar que muchos productores ganaderos incorporan la actividad ganadera en sus fincas como una estrategia de capitalización para con ello superar condiciones de pobreza.

Los estratos de pobreza y el pago por servicios ambientales

Los productores ganaderos de los estratos más pobres y menos pobres tuvieron un PSA acumulado por hectárea estadísticamente similar ($p > 0,05$), pero significativamente mayores que el estrato no pobres ($p < 0,05$; Figura 1). A nivel de grupos de fincas no se encontró diferencia significativa para el PSA acumulado por hectárea; no obstante, el grupo de fincas con PSA + AT tuvo el mayor promedio comparado con el grupo de fincas con solo PSA ($57,2 \pm 4,8$ frente a $52,5 \pm 6,1$).



La tendencia de los resultados refleja que los grupos de fincas pobres tienden a aprovechar la oportunidad del PSA, ya que las fincas pequeñas tienden a la diversificación con usos de la tierra arborizados, lo cual les permite tener ventajas de producción y conservación de los recursos naturales en comparación con las fincas grandes (familias no pobres). Este enfoque de las fincas pequeñas (menores a 20 ha) concuerda con lo reportado por López et ál. (2004) en una zona de trópico seco de Nicaragua, en donde las fincas pequeñas son las más diversificadas y con fuerte presencia del componente

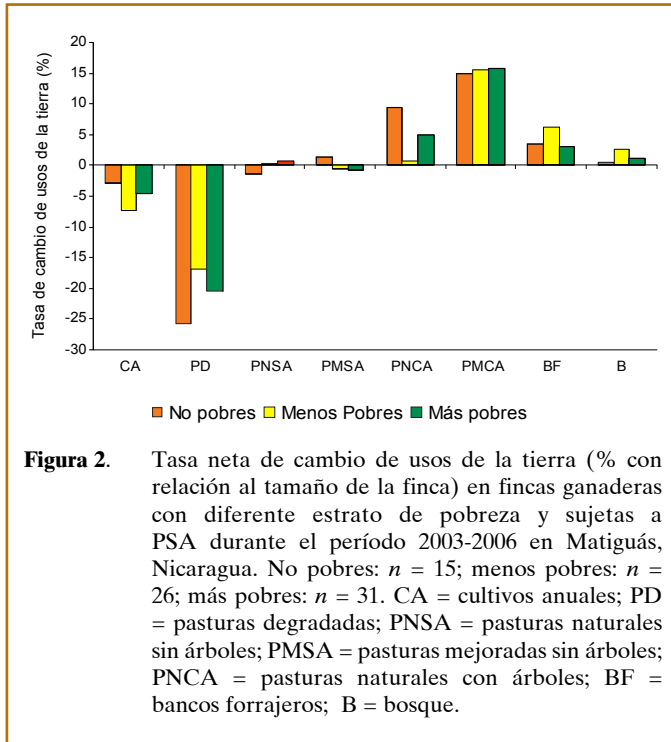
arbóreo como parte del enfoque de producción sostenible. Los finqueros más pobres tienden a realizar cambios más rápidos cuando conocen los beneficios de los sistemas silvopastoriles y cuando confían en el esquema de PSA. Adicionalmente, es importante fomentar el establecimiento de estos sistemas con otros incentivos como créditos blandos, asistencia técnica y un mejor acceso al mercado. Por otro lado, la asistencia técnica no tuvo un impacto sobresaliente, lo cual posiblemente se deba a la cercanía de los productores intervenidos en la misma zona y a las actividades de capacitación y asistencia técnica ofrecidas por otras instituciones antes y durante el transcurso del proyecto GEF- Silvopastoril (Casasola et ál. 2007, esta edición). Sin embargo, es muy probable que la mayor efectividad de la asistencia técnica del proyecto esté más relacionada con el tipo y la calidad de los cambios que con la magnitud de estos.

Cambios en los usos de la tierra

El porcentaje de área con pasturas degradadas disminuyó significativamente en todas las fincas ganaderas que recibieron PSA, independiente del estrato de pobreza. La tasa de reducción de las pasturas degradadas fue más alta en los productores de los estratos no pobres en comparación con los estratos menos y más pobres (25, 18 y 20%, respectivamente); esto demuestra que el PSA estimula la realización de cambios sostenibles en el uso de la tierra y que los finqueros más pobres pueden participar activamente. La reconversión de las tierras ganaderas degradadas fue principalmente mediante el establecimiento de pasturas mejoradas con árboles, seguidas de las pasturas naturales con árboles y los bancos forrajeros (Figura 2). Esto concuerda con la racionalidad de los productores ganaderos, ya que estos privilegian los usos de la tierra más productivos que posibilitan un ingreso más inmediato a la finca. Además, con el fin de lograr mayores beneficios económicos mediante la venta de servicios ambientales, los productores enfocaron sus esfuerzos en retener y aumentar la cobertura arbórea en las pasturas mejoradas y naturales.

Las cercas vivas tuvieron crecimiento en todas las fincas que recibieron PSA; no hubo diferencia significativa entre estratos de pobreza ($p > 0,05$), pero los estratos más y menos pobres lograron los mayores incrementos en comparación con las fincas del estrato no pobres (110, 100 y 30 m ha⁻¹ respectivamente; Figura 3). Este resultado se podría atribuir a que las cercas vivas constituyen un elemento de amplio uso en fincas ganaderas debido al incremento en el costo de las cercas muertas.

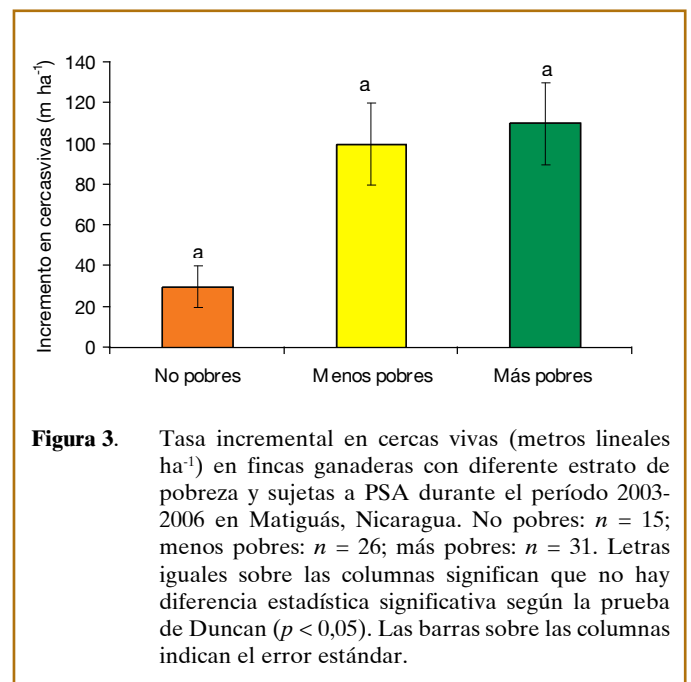
En este sentido, Harvey et ál. (2005) encontraron que más del 80% de las fincas ganaderas en diferentes zonas agroecológicas de Centroamérica manejan cercas vivas, las cuales forman parte de la cultura y el conocimiento de los productores sobre las bondades productivas y



ecológicas de estas para las fincas. Los cambios en los usos de la tierra demuestran que el PSA ha sido exitoso en promover cambios hacia usos sostenibles de la tierra en estratos ganaderos con menos recursos de capital. Estos cambios han incluido la conservación de áreas de bosque en fincas con más limitaciones de área. El PSA ha sido un estímulo para la reconversión de usos de la tierra que mejoran la producción y conservación de la finca. Esto es completamente racional, sobre todo para los productores más pobres, quienes tienen una menor dotación de tierra, y se ubican en un entorno donde las áreas de conservación son presionadas por las actividades agropecuarias.

Productividad e indicadores financieros de las fincas
El PSA influyó en las fincas ganaderas con diferentes estratos de pobreza en el mejoramiento de los indicadores de productividad de leche, margen bruto e ingreso familiar per cápita; las variaciones de cambio variaron entre 6,5 y 111,6; y 6,8 a 105,8% para el grupo de fincas sujetas a PSA y aquellas con PSA + AT, respectivamente. La asistencia técnica no tuvo un efecto claro en

los cambios de los indicadores, ya que solamente en la productividad de leche el grupo de fincas sujetas a PSA + AT logró mayores cambios que el grupo de fincas con solo PSA; en los indicadores de margen bruto e ingreso familiar per cápita pudo haber influido la línea base alta de las fincas de este grupo. En ambos grupos de finqueros, los estratos menos y más pobres presentaron el mayor cambio para los indicadores evaluados en comparación con el estrato no pobre, excepto en el grupo de fincas con solamente PSA, donde el cambio del ingreso familiar per cápita fue mayor en el estrato no pobre que el estrato más pobre. Igualmente, para ambos grupos de fincas, el ingreso familiar per cápita fue el único indicador con diferencia significativa entre



estratos de pobreza ($p < 0,05$; Cuadro 3). Los incrementos logrados en los indicadores de productividad de leche, margen bruto e ingreso familiar per cápita por los finqueros pobres durante el período del estudio se explican por los cambios positivos en productividad de leche y carga animal y por aumentos importantes en los precios de los productos lácteos y de la carne. Los mejores indicadores están relacionados con el incremento de la oferta forrajera y el establecimiento de mejores prácticas de manejo como producto de cambios en los usos de la tierra, además de los ingresos adicionales obtenidos por medio de la venta de servicios ambientales. El indicador de margen bruto ganadero encontrado en el presente estudio fue hasta dos veces menor al reportado por López et ál. (2007, esta edición)

Cuadro 3. Indicadores de productividad y financieros de las fincas en los diferentes estratos de pobreza según los grupos con pago de servicios ambientales y asistencia técnica en Matiguás, Nicaragua.

Indicadores	Pago por servicios ambientales			Pago por servicios ambientales + asistencia técnica		
	2003	2006	Variación %	2003	2006	Variación %
Productividad de leche (kg ha⁻¹ año⁻¹)						
No pobres	517,1 ± 123,2 a	550,5 ± 43,1 a	6,5	673,1 ± 131,5 a	719,1 ± 76,6 a	6,8
Menos pobres	585,5 ± 252,7 a	687,9 ± 155,7 a	17,5	674,2 ± 89,8 a	908,4 ± 84,5 ab	34,7
Más pobres	610,7 ± 128,5 a	816,0 ± 89,5 a	33,6	648,0 ± 66,1 a	911,9 ± 69,4 b	40,7
Margen bruto ganadero (US\$ ha⁻¹año⁻¹)						
No pobres	62,8 ± 14,1 a	70,3 ± 3,2 a	12,0	69,7 ± 12,9 a	73,3 ± 9,7 a	5,2
Menos pobres	64,9 ± 18,9 a	80,9 ± 16,1 a	24,7	71,3 ± 9,0 a	92,1 ± 9,6 a	29,1
Más pobres	71,7 ± 8,6 a	86,2 ± 12,1 a	20,2	87,4 ± 8,1 a	98,5 ± 9,0 a	12,7
Ingreso familiar per cápita (US\$ año⁻¹)						
No pobres	2639,2 ± 590,6 a	4921,4 ± 1100,4 a	86,5	3462,4 ± 651,5 a	5043,9 ± 672,0 a	45,7
Menos pobres	1011,8 ± 151,4 b	2141,6 ± 852,5 b	111,6	1313,9 ± 189,6 b	2703,5 ± 426,2 b	105,8
Más pobres	808,7 ± 478,8 c	1490,5 ± 301,4 c	84,2	800,0 ± 142,6 c	1316,4 ± 196,6 c	64,5

Nota: grupos con PSA: no pobres = 5, menos pobres = 5 y más pobres = 10; grupo con PSA + asistencia técnica: no pobres = 10, menos pobres = 21 y más pobres = 21. Los datos son el promedio ± error estándar. Letras distintas en la misma columna para cada indicador indican diferencia significativa según prueba de Duncan ($p < 0,05$).

para fincas ganaderas del trópico seco y subhúmedo de Nicaragua. La diferencia se debe a que el estudio señalado consideró dentro del margen bruto los productos pecuarios, agrícolas y forestales.

El PSA tiene potencial para favorecer a los estratos de finqueros más pobres para lograr cambios de uso de la tierra en fincas, que mejoran los indicadores de productividad animal y financieros y paralelamente contribuyan con la generación de servicios ambientales. Sin embargo, existen dificultades en crear un sistema de financiamiento sostenible de PSA e incentivos para las buenas prácticas agrícolas que permitan reducir el período de recuperación de la inversión, que sean rentables y que contribuyan con la generación de servicios ambientales. Otra opción podría ser el diseño de un sistema de incentivo temporal de PSA mientras los sistemas implementados comienzan a ser rentables. Esto implica definir el lapso mínimo de incentivo económico y su monto en diferentes zonas agroecológicas (Chagoya 2004).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El pago por servicios ambientales parece ser un catalizador de cambios en los usos de la tierra y su impacto en el incremento de los indicadores de productividad y financieros en estratos de fincas ganaderas pobres y no pobres. Los cambios fueron orientados a sistemas como las pasturas mejoradas arborizadas, cercas vivas

y bancos forrajeros que mejoran la productividad de la finca y generan servicios ambientales. La asistencia técnica no tuvo una relación definida en los resultados logrados, lo cual se puede deber a que en la zona los productores de manera directa o indirecta han venido participando en programas de capacitación y asistencia técnica con diversos organismos y proyectos. Sin embargo, los eventos de capacitación podrían ejercer un efecto en la calidad del establecimiento y el manejo de los sistemas implementados más que en la magnitud de los cambios, lo cual es deseable en términos de la persistencia de estos en el largo plazo. En este sentido, es importante que dentro de la parte de monitoreo y evaluación de los cambios realizados en la fincas se establezcan patrones de la relación entre la magnitud de los diferentes cambios de uso de la tierra y su calidad de establecimiento y manejo e identificar los factores que participan para lograr un mejor balance entre magnitud y calidad.

Una política ganadera basada en el incremento de la producción, sin preocuparse de la sostenibilidad de los recursos, podría enfrentar problemas graves de sostenibilidad en el mediano plazo y a su vez desembocar en un aumento de la pobreza. Los PSA pueden contribuir a una producción ganadera más sostenible, diversificada y competitiva, donde los pobres rurales y sus familias alcancen un mayor bienestar.



El PSA como herramienta para mejorar el bienestar de familias rurales (foto: Y. Marín)

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Casasola, F; Ibrahim, M; Ramírez, E; Villanueva, C. 2007. Influencia del pago por servicios ambientales en los cambios de uso de la tierra en fincas ganaderas: la experiencia del proyecto GEF-Silvopastoril en Costa Rica y Nicaragua. *Revista Agroforestería en las Américas (esta edición)*.
- Harvey, CA; Villanueva, C; Villacís, J; Chacón, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Taylor, R; Martínez, JL; Navas, A; Sáenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vílchez, S; Hernández, B; Pérez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Kunth, S; Sinclair, FL. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes in Central America. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111:200-230.
- Chagoya, JL. 2004. Investment analysis of incorporating timber trees in livestock farms in the sub humid tropics of Costa Rica. Mag. Sc. Thesis, Turrialba, CR, CATIE. 93 p.
- Espinoza, N; Gatica, J; Simyle, J. 1999. El pago por servicios ambientales y desarrollo rural sostenible. San José, CR, Serie de Publicaciones RUTA. 91. p
- Gobbi, J. 2002. Enfoques silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas en Colombia, Costa Rica y Nicaragua: Análisis económico-financiero ex-ante de la inversión en los SSP propuestos para cada país. Turrialba, CR, CATIE. 30 p.
- Ibrahim, M; Chacón, M; Mora, J; Zamora, S; Gobbi, J; Llanderal, T; Harvey, CA; Murgueitio, E; Casasola, F; Villanueva, C; Ramírez, E. 2005. Opportunities for carbon sequestration and conservation of water resources on landscapes dominated by cattle production in Central America. *In Wallace conference: Integrated Management of Environmental Services in Human-Dominated Tropical Landscapes* (4, Turrialba, CR, 2005). Memoria. Turrialba, CR, CATIE. p. 27-34.
- InfoStat. 2004. InfoStat, versión 2004. Manual del usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Argentina, Editorial Brujas. 318 p.
- Jansen, HGP; Ibrahim, M; Nieuwenhuyse, A; Mannetje, L'T; Joenje, M; Abarca, S. 1997. The economics of improved pasture and silvipastoral Technologies in the Atlantic Zone of Costa Rica. *Tropical Grasslands* 31:588-598.
- Levard, L; Marín, Y; Navarro, I. 2000. Potencialidades y limitantes para el desarrollo agropecuario del municipio de Matiguás. Nicaragua, Nitlapán-UCA. 63 p. (Cuaderno de Investigación No. 11).
- López, F; López, M; Gómez, R; Harvey, C; Villanueva, C; Gobbi, J; Ibrahim, M; Sinclair, F. 2007. Cobertura arbórea y rentabilidad de fincas ganaderas en Rivas y Matiguás, Nicaragua. *Revista Agroforestería en las Américas (esta edición)*.
- Munk, H. 2004. Pobreza y degradación ambiental en las Laderas de Nicaragua. *In Escobar, G. ed. Pobreza y deterioro Ambiental en América Latina*. Chile, RIMISP. 107-129 p.
- Murgueitio, E; Ibrahim, M; Ramírez, E; Zapata, A; Mejía, C; Casasola, F. 2003. Usos de la tierra en fincas ganaderas. Cali, CO, CIPAV. 97 p.
- Pagiola, S; Agostini, P; Gobbi, J; Haan, C de; Ibrahim, M; Murgueitio, E; Ramírez, E; Rosales, M; Ruíz, JP. 2004. Paying for biodiversity conservation services in agricultural landscapes. Washington, US, World Bank. 39 p. (Paper No. 96.)
- _____; Arcenas, A; Platais, G. 2005. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development* 33:237-253.
- Pezo, D; Ibrahim M; Beer J; Camero, LA. 1999. Oportunidades para el desarrollo de sistemas silvopastoriles en América Central. Turrialba, CR, CATIE. 47 p.
- PNUD. 2000. El Desarrollo Humano en Nicaragua 2000: Equidad para superar la vulnerabilidad. Managua, NI, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. 87 p.
- Ruiz, GA. 2002. Fijación y almacenamiento de carbono en sistemas silvopastoriles y competitividad económica en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 106 p.
- Szott, L; Ibrahim, M; Beer, J. 2000. The hamburger connection hanger: cattle pasture land degradation and alternative land use in Central America. Turrialba, CR, CATIE, DANIDA, GTZ. 71p.
- UNCTAD (United Nations Conference on Trade and Development). 2002. The Least Development Countries Report. Escaping the Poverty Trap. Nueva York, UNCTAD. 42 p.

¿Cómo hacerlo?

¿Cómo diseñar estrategias para el manejo de plantas de interés para la conservación en paisajes ganaderos?

Zoraida Calle Díaz¹; Lorena Piedrahita¹

Palabras claves: cuenca media del río La Vieja; especies focales; Quindío; restauración ecológica; Valle del Cauca.

RESUMEN

Los productores requieren programas de concientización, motivación e incentivos para aumentar la cobertura arbórea en sus fincas. En este sentido, el proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas marcó un hito por medio del pago de servicios ambientales y la capacitación para aumentar la cobertura de árboles en paisajes ganaderos degradados. El proyecto ha sido un ejercicio importante para conocer algunas de las más de 134 especies de plantas amenazadas encontradas en los departamentos de Quindío y Valle del Cauca e identificar cuáles son los mejores métodos de propagación. En este artículo se explica cómo diseñar estrategias para el manejo de plantas de interés para la conservación en paisajes ganaderos. Se define las especies focales como criterio para la selección de especies de interés para la conservación y restauración de paisajes ganaderos degradados. Asimismo, se explica la importancia del establecimiento de parcelas permanentes para el monitoreo de este grupo de plantas en términos de estructura poblacional y fenología, para identificar la alternativa más viable para la propagación de las especies de interés para la conservación.

How to design plant management strategies for conservation in cattle landscapes.

Keywords: La Vieja watershed; focus species; Quindío; ecological restoration; Valle del Cauca.

ABSTRACT

Producers need programs that raise awareness, motivate and incentive them to increase tree cover in their farms. In this regard, the project Integrated Silvopastoral Approaches to Ecosystems Management broke new grounds through payment for environmental services and training to increase tree coverage in degraded landscapes. The project has been instrumental in identifying some of the more than 134 species of threatened plants found in Quindío and Valle del Cauca, in Colombia, as well as in determining which methods are best to disseminate them. This paper presents a methodology to design strategies for managing plants of interest for conservation in cattle landscapes. Focal species are established as the criterion for selecting species of interest for conservation and restoration of degraded cattle landscapes. We explain how the establishment of permanent plots for monitoring this group of plants in terms of population structure and phenology is important in order to identify the most viable alternative for disseminating the species.

INTRODUCCIÓN

En América Latina, la ganadería tradicional es considerada una de las principales amenazas para la biodiversidad, por su efecto sobre la pérdida de la cobertura boscosa. La FAO estima que para el año 2010 la cobertura forestal se reducirá en 1,2 y 18 millones de hectáreas en Centro y Sudamérica, respectivamente (FAO 2005), como resultado de la creciente demanda de proteína animal que impulsa la expansión de la producción ganadera. Algunas prácticas de manejo del ganado (altas cargas animales, mala rotación de las pasturas y acceso del ganado a los cauces de quebradas y

ríos) tienen impactos ambientales como la degradación de los suelos, la contaminación de las aguas, la pérdida de biodiversidad y la emisión de gases de efecto invernadero (Steinfeld et ál. 1996, Murgueitio 2003, Ibrahim et ál. 2005).

En los paisajes fragmentados, las poblaciones naturales de plantas y animales quedan confinadas en remanentes de bosque, y su viabilidad se ve amenazada por el aislamiento y por presiones antrópicas tales como la extracción de madera y la cacería. El proceso de fragmenta-

¹ CIPAV, Carrera 2ª Oeste # 11-54 Cali, Colombia. Correo electrónico: zoraida@cipav.org.co.

ción puede ejercer efectos directos sobre el ambiente físico y sobre la abundancia y distribución de los organismos, y efectos indirectos sobre las interacciones entre especies (Kattan y Álvarez 1996). Por ejemplo, en los relictos de bosque puede ocurrir la desaparición de los organismos polinizadores especializados o dispersores de semillas. En la región andina colombiana, las aves frugívoras son las más vulnerables a la extinción en paisajes fragmentados (Kattan y Álvarez 1996). Con la pérdida de estos organismos, algunas plantas no logran dispersar sus semillas.

Aunque los relictos de bosque en los paisajes fragmentados no pueden albergar la misma diversidad biológica que las grandes áreas de bosque, sí pueden mantener hábitats y especies de interés para la conservación biológica. Con frecuencia, los remanentes de bosque en los agropaisajes son el último refugio para poblaciones de especies endémicas, raras, vulnerables o en peligro de extinción. Por esta razón, es necesario que los habitantes rurales y los propietarios de las tierras conozcan y comprendan los beneficios de las áreas boscosas para la conservación de la biodiversidad.

El presente estudio esboza un proceso de investigación y gestión ambiental relacionado con algunas plantas

de interés para la conservación en la zona de influencia del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (GEF-Silvopastoril) en Colombia. El objetivo de este artículo es presentar algunos elementos metodológicos útiles para la selección de especies de interés para la conservación.

El diseño de un plan de manejo o estrategias para la conservación de especies florísticas en un área determinada debe tener en cuenta el cambio histórico del uso del suelo, con el fin de entender cómo ha sido su proceso de fragmentación. Asimismo, se requiere un inventario de flora. Hasta hace unas pocas décadas, la cuenca media del río La Vieja, localizada en los departamentos de Quindío y Valle del Cauca en Colombia, estuvo cubierta por bosques húmedos de alta diversidad y endemismo. La transformación de estos bosques en un agropaisaje ocurrió principalmente en la segunda mitad del siglo XX. Durante varias décadas, la principal actividad productiva fue el cultivo de café con sombrero de cachimbo o poró (*Erythrina poeppigiana*), guamo (*Inga codonantha*) y árboles remanentes. Estas especies arbóreas contribuían a mantener la conectividad estructural entre los remanentes de bosque. Sin embargo, desde la década de 1990, los sistemas tradicionales de café con sombra fueron sustituidos por plantaciones de monocultivo a pleno sol y, posteriormente, fueron transformados a pasturas.

Esto último se evidenció en el monitoreo de usos de la tierra en la línea base del proyecto en 2003, donde estas prácticas de manejo en las fincas ganaderas estuvieron ligadas a una baja productividad y serios problemas de degradación de los suelos (Pagiola et ál. 2004, 2005). Únicamente el 20% del área total de las 95 fincas vinculadas al proyecto permanecía cubierta por bosque (bosques secundarios, ribereños y de bambú (*Guadua angustifolia*). El inventario de flora indicó que los remanentes de bosque mantienen pequeñas poblaciones de plantas de interés para la conservación (Calle et ál. 2006) y que los productores tenían poco conocimiento de la gran riqueza de especies de flora presente en sus fincas.

LAS ESPECIES FOCALES

¿Qué son las especies focales?

Las especies focales son un conjunto de plantas que engloba las necesidades de una gama más amplia de especies, y que ayuda a determinar los atributos espaciales, de composición y de manejo de un paisaje para mantener poblaciones viables en el largo plazo (Lambeck 1997). El supuesto más importante del concepto es que las especies



Sanchezia pennellii, especie focal en el agropaisaje de la cuenca del río La Vieja, Quindío, Colombia (foto: Z. Calle)

seleccionadas como focales deben encontrarse entre las más vulnerables a la reducción poblacional a causa de la actividad humana y, por lo tanto, si se conservan con un manejo adecuado del hábitat, las especies menos vulnerables también estarán protegidas. Las plantas focales se usan principalmente debido a que no es factible realizar estudios ecológicos (fenología, estructura poblacional y estrategias de reproducción y propagación) de todas las plantas de una localidad.

¿Cuáles factores pueden ser limitantes para la identificación de especies focales?

Entre los principales factores limitantes para la identificación de especies focales en el Neotrópico se encuentran la falta de información sobre el estado actual y la distribución geográfica de sus poblaciones biológicas, lo cual es fundamental para establecer el estado actual de la conservación de las especies. Por ejemplo, se estima que en Colombia existen no menos de 40.000 especies de plantas, de las cuáles 26.000 son fanerógamas. Se estima que alrededor de 2500 de estas especies estarían en peligro de extinción por diversas razones, tales como baja densidad poblacional, alteración o pérdida de hábitats naturales, presión humana y distribución geográfica restringida (endemismo; Calderón et ál. 2002).

¿Por qué es importante el estudio de plantas focales en paisajes fragmentados?

- El estudio ecológico de las plantas focales permite conocer la historia natural y generar oportunidades para la conservación de éstas y otras especies mediante la colaboración de las comunidades locales en la investigación y aplicación de los resultados.
- La investigación con plantas focales tiene efectos demostrativos y educativos rápidos. En poco tiempo, los resultados de la investigación pueden orientar medidas efectivas de conservación in situ.
- Este tipo de investigación permite obtener resultados de alto impacto con pocos recursos financieros.

¿Cómo seleccionar las plantas focales?

La selección de un grupo de especies focales entre las plantas de interés para la conservación se puede basar en el grado de amenaza al que están sujetas. Se debe usar como guía el libro rojo de especies amenazadas a nivel mundial por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN 2004). A nivel nacional o regional, se puede trabajar con listas específicas; en el caso de Colombia, se pueden consultar las listas rojas de flora elaboradas por el Instituto Alexander von Humboldt (Calderón et ál. 2002).

El segundo aspecto que se toma en cuenta son los requerimientos esenciales para la supervivencia de las especies en paisajes fragmentados. Lamberck (1997) ha propuesto cuatro categorías que pueden ser de gran utilidad para este tipo de estudios:

1. Especies limitadas por área: se asume que las especies con baja densidad de individuos —una proporción grande de las especies arbóreas de los bosques tropicales— requieren áreas grandes para mantener sus poblaciones. Este punto se relaciona con el tamaño de la población y distribución geográfica que, a su vez, incluye la dinámica de dispersión de semillas por mamíferos y aves a través del paisaje.

2. Especies limitadas por recursos: se toman en cuenta los requerimientos de luz y de sustrato de la especie para una regeneración exitosa. Cuando mayor sea el grado de especialización de una especie en cuanto a sus requerimientos microambientales, particularmente durante la etapa del establecimiento, mayor será su vulnerabilidad potencial.

3. Especies limitadas por procesos: en esta categoría se consideran dos aspectos principales. El primero es la intensidad del aprovechamiento al que está sujeta una especie para los casos donde la utilización directa es el proceso de interés. En los paisajes agropecuarios, la explotación excesiva puede amenazar la viabilidad de las poblaciones de especies arbóreas. El segundo aspecto son los sistemas de dispersión de polen y semillas. El método de dispersión de las semillas puede contribuir a la vulnerabilidad de una especie si el proceso es altamente dependiente. Por ejemplo, si la dispersión depende de vertebrados vulnerables o extintos localmente como consecuencia de la cacería y la reducción del hábitat.

4. Características adicionales: Las especies de interés deben ser de especial importancia para la fauna silvestre, con potencial económico en la región o con potencial para ser incorporadas en usos no forestales de la tierra mediante iniciativas de restauración ecológica.

MÉTODO PARA RESTAURAR POBLACIONES DE ESPECIES FOCALES EN AGROPAISAJES DOMINADOS POR GANADERÍA

Una vez seleccionadas las especies focales con base en los criterios mencionados anteriormente, se procede a la identificación de individuos en diferentes estados de desarrollo (adultos, juveniles, plántulas) mediante la marcación directa y el uso de sistemas de posición geo-

gráfica (GPS). Posteriormente, se estudia la estructura poblacional de las especies de interés mediante el uso de parcelas permanentes de área variable (0,1 ha en la mayoría de los casos), donde se marcan todos los individuos adultos. Dentro de estas parcelas se establecen 10 subparcelas circulares de 5 m², donde se marcan y miden periódicamente las plántulas (0,1 m a 0,3 m de altura) para evaluar la regeneración natural. Se realiza un monitoreo semestral, con lo cual se pueden estimar las tasas de supervivencia, mortalidad y crecimiento de las especies en estudio (Figura 1).

El estudio fenológico de las especies focales se realiza mensualmente sobre árboles, arbustos, bejucos y palmas marcados. Aunque el método empleado para estimar la producción de flores y frutos tiene algunas especificidades para cada especie, en términos generales consiste en contar el número de ramas con estructuras reproductivas y el número de flores y frutos en tres a cinco ramas (Figura 1). La producción de flores o frutos se estima como el producto del número de las ramas con flores (o frutos) por el número de flores (o frutos) por rama (promedio de los conteos en tres o más ramas).

Al finalizar la primera fase del monitoreo, cuya duración puede ser de un año, es posible tener resultados

preliminares sobre la estructura poblacional y la fenología de las especies, principalmente en términos de floración, fructificación y defoliación. Una vez conocido esto, se pueden iniciar los ensayos para la propagación de las especies, probando técnicas de vivero y siembra directa en el campo. Esto se hace para identificar la alternativa más viable para la propagación de las especies de interés para la conservación.

¿CÓMO GENERAR UN CAMBIO DE ACTITUD DE LOS GANADEROS HACIA LA CONSERVACIÓN DE ESPECIES ARBÓREAS?

Algunas de las prácticas actuales asociadas al manejo de las fincas ganaderas, como el uso de herbicidas, podas y quemas, parecen configurar el escenario perfecto para la extinción masiva de especies arbóreas. Sin embargo, se podría convertir a los ganaderos en aliados de la conservación de la biodiversidad y así restaurar una parte del bosque perdido. Debido a que la mayoría de los paisajes fragmentados tropicales están dominados por pasturas (Harvey et ál. 2005), la restauración ecológica de los bosques debe estar integrada a la adopción de sistemas silvopastoriles.

Un paso esencial en este proceso es que los tomadores de decisiones sobre el uso de la tierra adquieran conciencia

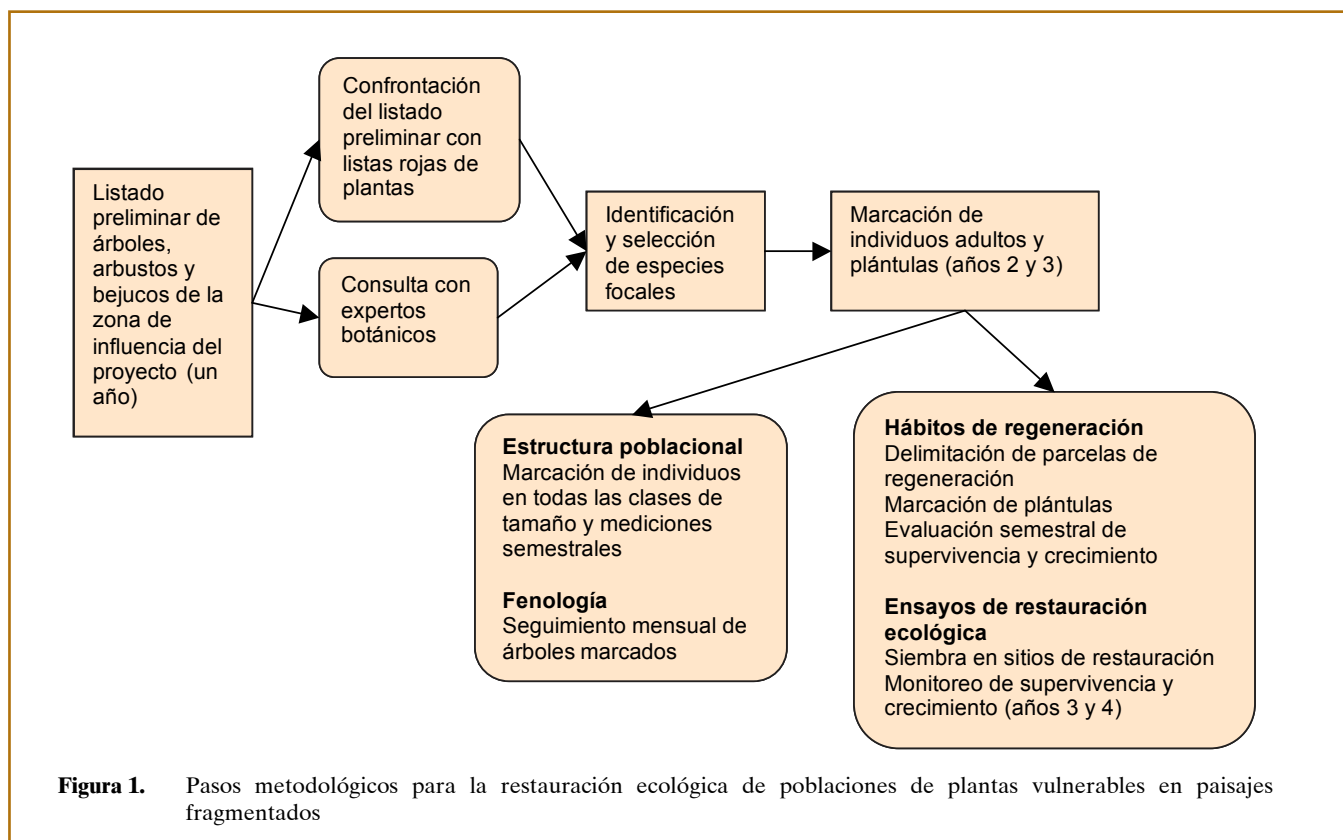


Figura 1. Pasos metodológicos para la restauración ecológica de poblaciones de plantas vulnerables en paisajes fragmentados

de la singularidad biológica de los bosques existentes y se motiven a restablecer conexiones entre fragmentos de bosques a través del aumento de la cobertura arbórea en sus fincas. Esta cobertura se puede incrementar con elementos del paisaje, como los bosques ribereños y sistemas silvopastoriles (cercas vivas multiestrato, cortinas rompevientos y árboles dispersos en potreros). El proceso de divulgación y concientización de los productores ganaderos debería incluir las siguientes actividades para cumplir con las metas de conservación de las especies de interés:

- Diseño de materiales divulgativos (p. ej. afiches) y una guía de campo de la flora de la zona de estudio.
- Establecimiento de pequeños viveros en fincas para la propagación de plantas en peligro.
- Intercambio de plántulas entre fincas.
- Aumento de la cobertura arbórea mediante el establecimiento de cercas vivas, cortinas rompevientos, árboles dispersos en potreros y bosques ribereños con especies de interés para la conservación.

Además de la capacitación, un proyecto de restauración ecológica debería incluir la aplicación de incentivos económicos a productores como subsidios para la reforestación de zonas frágiles, pago por servicios ambientales, exoneración de impuestos sobre bienes inmuebles y créditos con tasas de interés bajas. Estos incentivos podrían tener un impacto significativo en el incremento de la cobertura arbórea en fincas ganaderas y así cumplir y mantener las metas de conservación en el largo plazo.

Estudio de caso: principales logros del proyecto GEF-Silvopastoril en Colombia

Durante los primeros 15 meses de investigación se ha estudiado la estructura poblacional de 12 especies nativas que puedan ser utilizadas en la restauración de áreas degradadas. La identificación de las especies estudiadas incluyó el uso de la tierra donde se han registrado, el uso potencial de la tierra para su introducción y el interés para su conservación en el área de estudio. El uso potencial de la tierra se definió con base en la estructura de la vegetación y el tipo de manejo. El inventario y la selección de las especies focales para la restauración ecológica en los diferentes usos de la tierra en las fincas ganaderas de la cuenca media del río La Vieja se realizó mediante la metodología planteada en este artículo (Figura 1). Una vez definidas las especies focales e identificadas las principales amenazas o riesgos que éstas enfrentan en la región, se pueden iniciar los ensayos de regeneración y restauración ecológica

mediante la siembra en los diferentes usos de la tierra, donde estas especies pueden ser introducidas teniendo en cuenta la disposición de los productores para mantener y cuidar las plantas, así como el arreglo espacial más adecuado de acuerdo con la planificación de la finca. El seguimiento de las plantas sembradas se puede realizar mediante indicadores fáciles de medir, como la altura y el diámetro a la altura del pecho.

Este proyecto ha mostrado que es posible restaurar áreas degradadas con especies nativas al fomentar la creación de hábitats (en cercas vivas y bancos forrajeros) que pueden ser utilizados para el establecimiento de especies de lento crecimiento (p. ej., especies de maderas valiosas). Este ejercicio ha sido una herramienta importante para conocer algunas de las más de 134 especies de plantas amenazadas encontradas en los departamentos de Quindío y Valle del Cauca e identificar cuáles son los mejores métodos de propagación como una alternativa para incentivar modelos de producción amigables con el ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Los botánicos William Vargas (Instituto Alexander von Humboldt) y Luis Enrique Méndez colaboraron en la identificación de las especies de interés para la conservación. Oscar Tafur, Eudaly Giraldo, Adriana Giraldo y Gloria Gallego participaron como coinvestigadores en este estudio. Agradecemos la colaboración de los productores ganaderos del río La Vieja, quienes nos han permitido trabajar en sus fincas. Esta investigación no sería posible sin el trabajo previo y el apoyo permanente del equipo humano del Proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Calderón, E; Galeano, G. 2005. Libro rojo de plantas fanerógamas de Colombia. Serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, CO, Instituto Alexander von Humboldt, ICN-Universidad Nacional de Colombia y Ministerio del Medio Ambiente. v. 2, 454 p.
- _____; Galeano, G; García, N. 2002. Libro Rojo de Plantas Fanerógamas de Colombia. Bogotá, CO, Instituto Alexander von Humboldt, ICN-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente. v. 1, 220 p. (Serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia).
- Calle, Z; Piedrahita, L; Méndez, LE. 2006. Flora de interés para la conservación en la cuenca media del río La Vieja (Quindío y Valle del Cauca). *In* Calderón, E. ed. Estrategia Nacional de Conservación de Plantas: Informe Bienal 2005-2006. IAvH y MAVDT. 63 p.
- FAO (Food and Agriculture Organization, IT). 2005. Cattle ranching is encroaching on forests in Latin America (en línea). Roma. Consultado 20 dic. 2006. Disponible en <http://www.fao.org/newsroom/en/news/2005/102924/index.html>

- Harvey, CA; Alpizar, F; Chacón, M; Madrigal, R. 2005. Assessing linkages between Agriculture and Biodiversity in Central America: Historical overview and Future perspectives. Mesoamerican and Caribbean Region, Conservation Science Program. San Jose, CR, The Nature Conservancy (TNC). 140 p.
- Ibahim, M; Chacón, M; Mora, J; Zamora, S; Gobbi, J; Llanderal, T; Harvey, C; Murgueitio, E; Casasola, F; Villanueva, C; Ramírez, E. 2005. Opportunities for carbon sequestration and conservation of water resources on landscapes dominated by cattle production in Central America. *In* Wallace conference: Integrated Management of Environmental Services in Human-Dominated Tropical Landscapes (4). Memoria. Turrialba, CR, CATIE. p. 27-34.
- IUCN (The World Conservation Union, SW). 2004. Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. *In* Baillie, JEM; Hilton-Taylor, C; Stuart, SN. eds. Reino Unido, Gland. xxiv + 191 p.
- Kattan, G; Álvarez H. 1996. Preservation and management of biodiversity in fragmented landscapes in the Colombian Andes. *In* Schelhas, J; Greenberg, R. eds. Forest patches in tropical landscapes. Washington, US, Island Press. p. 13-18.
- Lambeck, RJ. 1997. Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology* 11(4):849-856.
- Murgueitio, E. 2003. Impacto ambiental de la ganadería de leche en Colombia y alternativas de solución (en línea). *Livestock Research for Rural Development*. 15(10). Consultado 20 No v. 2006. Disponible en <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd>.
- Pagiola, S; Agostini, P; Gobbi, J; Haan, C de; Ibrahim, M; Murgueitio, E; Ramírez, E; Rosales, M; Ruiz, JP. 2004. Paying for biodiversity conservation services in agricultural landscapes. Washington, World Bank. 37 p. (Environmental Economics Series no. 96).
- _____; Agostini, P; Gobbi, J; Haan, C de; Ibrahim, M; Murgueitio, E; Ramírez E; Rosales, M; Ruiz, JP. 2005. Paying for biodiversity conservation services: experience in Colombia, Costa Rica, and Nicaragua, *Mountain Research and Development* 25(3):206-211.
- Steinfeld, H; de Haan, C; Blackburn, H. 1996. Livestock – environment interactions: issues and options. *FAO*. 59 p.