

Contribución de los sistemas silvopastoriles a la restauración ecológica de paisajes ganaderos

Diana Carolina Useche Rodríguez
duseche@catie.ac.cr

Investigaciones ecológicas han determinado la factibilidad de disminuir los procesos de fragmentación y de pérdida de hábitat en paisajes agropecuarios. Si se conectan áreas de parches y se disminuye la presión sobre los bosques, disminuye también la probabilidad de extinción de especies. Las cercas vivas, cortinas rompevientos y árboles dispersos en potreros contribuyen a servir como corredores en matrices de pasturas abiertas (o arboladas), lo cual favorece la dispersión de semillas de especies vegetales del bosque ya que aporta un banco de semillas para apoyar a la restauración natural.



Fotos: José Masis.

En años recientes, la conservación de la diversidad biológica -que varía desde genes hasta grandes biomas- ha sido considerada una actividad prioritaria. Grupos de investigación en todo el mundo tratan de encontrar las mejores formas de asegurar la conservación de la mayor diversidad posible. Por esta razón, actualmente se considera que el paisaje es la escala más apropiada para desarrollar investigaciones y programas de conservación de la biodiversidad.

Los paisajes son entidades dinámicas que ocurren en una variedad de escalas espaciales y temporales y que varían en función de la percepción de cada organismo o proceso considerado (Turner 1989, McIntre y Hobbs 1999). Las unidades o elementos espaciales reconocibles en el mosaico del paisaje son los parches, corredores y la matriz del fondo. Los *parches* son áreas superficiales que difieren del entorno circundante en composición y estructura; los *corredores* son líneas, generalmente estrechas, de un tipo particular de composición que difiere de las áreas adyacentes; la *matriz del fondo* es el elemento más extenso del paisaje y altamente interconectado (Turner *et al.* 2001). Objetos ecológicos como animales, plantas, ecosistemas, biomasa, energía y nutrientes minerales son *componentes del paisaje* y están heterogéneamente distribuidos entre los elementos del paisaje, los cuales varían a su vez en tamaño, forma, número, tipo y configuración (Forman y Godron 1986). La determinación de estas distribuciones espaciales es lo que se entiende como *estructura del paisaje*. Sin embargo, los objetos ecológicos están en continuo movimiento entre los elementos del paisaje; determinar y predecir estos flujos o interacciones entre los elementos del paisaje se conoce como *función del paisaje* (Forman y Godron 1986).

El grado de heterogeneidad espacial de un paisaje es uno de los factores que determinan la estructura y el funcionamiento de poblaciones y comunidades animales (Forman y Godron 1986, Bennett 1998, Turner *et al.* 2001). Los movimientos de los organismos se ven muy influenciados por la distancia entre parches, por la resistencia del paisaje y por el comportamiento del individuo estudiado. De hecho, algunos parches de hábitat aislados difícilmente pueden ser alcanzados o colonizados por el animal (Kalkhoven 1993, Dunning *et al.* 1995).

Los paisajes son entidades dinámicas que ocurren en una variedad de escalas espaciales y temporales y que varían en función de la percepción de cada organismo o proceso considerado. Las unidades o elementos espaciales reconocibles en el mosaico del paisaje son los parches, corredores y la matriz del fondo.

El grado de heterogeneidad espacial lo establece el nivel de transformación que ha sufrido el paisaje. La transformación del paisaje (que rompe con los procesos ecosistémicos y perturba las interacciones entre especies, según Murcia 1996) es conocida como fragmentación. Forman (1995) la define como “*la ruptura de un hábitat o de un tipo de tierra en parcelas más pequeñas*”. McIntre

y Hobbs (1999) establecen que un paisaje fragmentado tiene entre 10 y 60% del hábitat natural. Una de las principales causas de la fragmentación, especialmente en los trópicos, es la expansión de la frontera agrícola y la ganadería (Forman 1995, IAvH 1997, Naveh 1998). La fragmentación del paisaje resultante de la intensificación de las actividades agropecuarias trae numerosos efectos en la biodiversidad, tales como movimientos de especies y flujo de nutrientes minerales, así como efectos en la hidrología, viento y características del suelo. La fragmentación también causa cambios en el área, calidad y cantidad del hábitat y aumenta la distancia a otros hábitats parecidos (Forman y Godron 1986). El aislamiento y la reducción del hábitat producto de la fragmentación provocan la extinción de especies (Kattán *et al.* 1991, Hunter 1996, Turner y Corlett 1996, Bennett 1998); por ejemplo, algunas especies animales que viajan entre hábitats estacionales (algunas aves) o en diferentes tiempos o ciclos de vida (algunos anfibios) pueden verse impedidas por la fragmentación (Hunter 1996). La abundancia de ciertos grupos de animales (primates, aves, escarabajos y otros insectos) decrece (Lovejoy *et al.* 1986); en consecuencia, se pierden polinizadores potenciales y dispersadores de semillas y se limita la lluvia de semillas que influye en el desarrollo de especies vegetales nativas (Benítez-Malvido 1998).

La fragmentación del paisaje por causa de actividades pecuarias se debe a que la ganadería es considerada un disturbio exógeno que modifica la estructura, composición y función de los hábitats silvestres remanentes de los paisajes rurales, por la presión permanente que ejerce sobre los bosques circundantes (Turner 1998, McIntre y Hobbs 1999, Turner y Hiernaux 2002).

El paisaje ganadero en el trópico es un paisaje fragmentado con pocos y pequeños fragmentos de bosque denso e intervenido rodeados por áreas de pasto. El tamaño de los fragmentos de bosques varía en un amplio rango, pero la tendencia es hacia la disminución en donde predominan las actividades agropecuarias y los asentamientos humanos (Chacón 2003). Por ejemplo, los paisajes ganaderos en el sector norte de la región Atlántica de Costa Rica presentan, aunque en bajas proporciones, bosques densos intervenidos (por su cercanía a un área protegida), cultivo de palmito, bosques ribereños, plantaciones forestales, áreas de frutales y huertos caseros. Todo esto crea un mosaico de usos del suelo donde los bosques intervenidos y ribereños poseen un nivel de aislamiento bajo, mientras que las demás áreas boscosas están separadas por una variedad de usos del suelo, aunque predomina la ganadería extensiva (Chacón 2003).

La deforestación y la fragmentación en Centroamérica y el Caribe no son procesos unidireccionales (Lugo 2002). Las modificaciones en los elementos y procesos espaciales (efectos de pérdida de hábitat y fragmentación) pueden reducirse. Comprender los factores que llevan a la deforestación (como el caso de la ganadería en los trópicos) puede ayudar a generar estrategias de usos alternativos de la tierra y disminuir la presión sobre los bosques remanentes (Viana *et al.* 1997, Lugo 2002); esto permitiría que los fragmentos de bosques tropicales actúen como agentes catalíticos de recuperación y aceleren la restauración ecológica del paisaje.

Restauración ecológica del paisaje

La restauración ecológica es el proceso de reparación del daño causado por los humanos a la diversi-

dad y dinámica de los ecosistemas (Jackson *et al.* 1995). La restauración a escala de paisaje tiene en cuenta las interacciones entre los diferentes componentes (ecosistemas o agroecosistemas) que componen el paisaje, su conectividad y la integración entre sistemas de producción agrícola y/o pecuaria y los de conservación (Forman 1995).

Dado que la mayoría de los problemas en paisajes agrícolas o pecuarios se derivan de la destrucción de la vegetación silvestre, parece obvio suponer que la restauración de estas áreas en el paisaje pueda dar marcha atrás a los problemas que se derivan de la destrucción (Hobbs 1993). En general, se considera que los pequeños parches de vegetación remanente no son capaces de conservar a largo plazo especies de flora y fauna porque el tamaño no les permite funcionar como ecosistemas y proveer un hábitat (Kattán *et al.* 1991, Murcia 1996). Una solución a este problema es incrementar las áreas de vegetación silvestre y las conexiones entre parches remanentes (Hobbs 1993). La revegetación o reforestación (natural o facilitada) brinda una oportunidad para aumentar las áreas de vegetación silvestre y, con ello, la diversidad *beta* (Noss 1983, Lamb *et al.* 1997). Establecer cuidadosamente en el paisaje especies arbóreas puede acelerar la sucesión natural y contribuir a la restauración del paisaje de manera natural (Lamb *et al.* 1997).

La restauración de paisajes fragmentados también debe buscar el mejoramiento de fragmentos degradados, disminuir las presiones antrópicas sobre los parches de bosques y restaurar la conectividad (McIntre y Hobbs 1999). Un objetivo deseable para los paisajes fragmentados es devolverlos a un estado variegado (es decir que más del 60% del hábitat natural esté presente en el paisaje, McIntre y Hobbs 1999), mediante la restau-

ración y modificación de usos de la tierra en lugares críticos. Al restaurar parches adyacentes a parches ocupados por especies claves, o al reintroducir especies en parches restaurados, se aumenta la eficiencia del esfuerzo de recuperación de la biodiversidad. La restauración de parches, además, ayuda a incrementar el área de parches continuos, incrementando también el tamaño de la población y disminuyendo las tasas de extinción por efectos demográficos deterministas y estocásticos (Huxel y Hasting 1999).

Se han propuesto cinco áreas potenciales del paisaje donde deben establecerse proyectos de restauración y/o reforestación: (1) hábitat de especies particulares (para prevenir la extinción de especies), (2) ecosistemas riparios (puesto que estas áreas son productivas y con una alta riqueza de especies), (3) áreas degradadas dentro y alrededor de reservas naturales, (4) corredores y (5) la matriz entre los parches remanentes de vegetación (Lamb *et al.* 1997). Asimismo, se han propuesto cuatro métodos generales para la restauración de paisajes: (1) ampliar el área de hábitat protegido, (2) maximizar la calidad del hábitat existente, (3) minimizar los impactos por usos de tierras circundantes y (4) promover la conectividad de hábitats naturales para contrarrestar los efectos del aislamiento (Bennett 1998). A continuación se analiza cada uno en detalle.

Ampliar el área de hábitat protegido

Entre más grande sea el tamaño del hábitat protegido, mayor es la posibilidad de albergar poblaciones de plantas y animales -sobre todo de animales grandes que requieren amplias áreas de territorio- y de conservar mayor riqueza de especies (Forman 1995). Por ello, es imperativo ampliar el área de hábitat remanente en los paisajes fragmen-

tados. Bennett (1998) propone que la ampliación del área sea abordada de las siguientes formas:

- que se incluyan áreas adicionales de hábitat en reservas naturales para incrementar el tamaño de las reservas existentes o para agregar al sistema total de reservas
- que se implementen programas comunitarios para proteger áreas naturales y minimizar la fragmentación de hábitats fuera del sistema de áreas protegidas
- que se repueblen áreas nuevas para minimizar la pérdida total de hábitats
- que se inicien programas para regenerar o repoblar terrenos contiguos a hábitats existentes, y así aumentar el tamaño y extensión total de áreas naturales

En la misma línea de las dos últimas recomendaciones, se espera que la reforestación sea útil para ampliar el área de hábitat protegido de dos maneras: áreas de amortiguamiento (*buffer areas*) y hábitat adicional. Las áreas de amortiguamiento alrededor de un parche de vegetación remanente protegen la vegetación nativa de los efectos externos negativos. Estas áreas extienden efectivamente el borde del remanente y, por lo tanto, disminuyen el efecto de borde (Hobbs 1993). El hábitat adicional es un incremento del hábitat: los parches de vegetación disponibles en el paisaje pueden servir como hábitat para la fauna, al ofrecer requerimientos estructurales y de alimentación. La reforestación para incrementar el área de hábitat debe ser considerada en el contexto de los remanentes de vegetación por tres razones principalmente: 1) el incremento del área ayuda a contrarrestar los problemas causados por la disminución del área del hábitat; 2) la distancia que la fauna debe recorrer para colonizar nuevas áreas de vegetación es menor que si estuviesen aisladas; 3) la yuxtaposición con un parche remanente puede

permitir que las especies nativas (y otros componentes del ecosistema) recolonicen de manera natural (Hobbs 1993).

Los *parches* son áreas superficiales que difieren del entorno circundante en composición y estructura; los *corredores* son líneas, generalmente estrechas, de un tipo particular de composición que difiere de las áreas adyacentes; la *matriz del fondo* es el elemento más extenso del paisaje y altamente interconectado.

Maximizar la calidad del hábitat existente

De acuerdo con Bennett (1998), el manejo de los elementos del paisaje con el fin de maximizar la calidad de hábitat debe tratar de:

- minimizar y controlar los usos de la tierra que degradan el ambiente natural y disminuyen la sostenibilidad, como el pastoreo excesivo que altera la estructura de la vegetación y reduce la capacidad de regeneración de plantas
- manejar la cosecha de recursos naturales como madera, frutos y vida silvestre para asegurar su sostenibilidad a largo plazo y minimizar los efectos adversos de la cosecha
- mantener los regímenes de perturbación natural que promueven la renovación de vegetación y hábitats

Minimizar los impactos por usos de tierras circundantes

Minimizar los usos de la tierra responsables de la degradación

ambiental es imperativo para lograr la restauración del paisaje (Lamb *et al.* 1997). Pequeños cambios en los sistemas de fincas en un paisaje dado pueden causar diferencias significativas en las características ecológicas del paisaje (p.ej. cambios notables en la conectividad; Baudry *et al.* 2003). La manera en que los usos de la tierra se organicen en el espacio provoca cambios en las características ecológicas del paisaje. Lo más importante no son los cultivos como tales, sino los diferentes usos de la tierra puesto que las actividades agropecuarias de la finca son el factor más importante en el manejo de la dinámica del paisaje rural (Baudry *et al.* 2003). Prácticas amigables con el ambiente -como los sistemas agroforestales (cerchas vivas, cortinas rompevientos, árboles dispersos, entre otros)- pueden contribuir con la restauración, acomodándose a las condiciones socioeconómicas de los productores (FAO 1993, Jackson *et al.* 1995). Las prácticas de uso de la tierra (que influyen los patrones y los procesos en los paisajes) responden a factores sociales y económicos de los grupos humanos que habitan en el paisaje (Forman 1989, Lamb *et al.* 1997, Viana *et al.* 1997, Lugo 2002, Baudry *et al.* 2003).

Para minimizar los impactos del uso en las tierras circundantes, es clave comprender el proceso de toma de decisiones por parte de los dueños de la tierra (FAO 1993, Viana *et al.* 1997, Turner y Hiernaux 2002). La restauración de paisajes en el trópico es posible si los esfuerzos se basan en las características ecológicas de los fragmentos y de la matriz, y si se toma en cuenta el contexto socioeconómico y cultural de los productores. Los costos de la restauración y del desarrollo e implementación de alternativas deben ir acordes con las condiciones socioeconómicas y culturales de la

población humana con la que se trabaja (Viana *et al.* 1997).

Según Bennett (1998), los efectos de la perturbación externa sobre los parches remanentes de vegetación se pueden contrarrestar con acciones como:

- La zonificación del paisaje (crear zonas para el uso de la tierra y prohibir ciertas formas de uso en áreas críticas).
- La creación de zonas de amortiguamiento alrededor de áreas protegidas para minimizar el impacto de influencias externas en el ambiente natural.

Promover la conectividad de hábitats naturales para contrarrestar los efectos del aislamiento

Minimizar los efectos del aislamiento mediante una mejora en la conectividad del paisaje es una forma de contrarrestar los efectos adversos de la fragmentación (Bennett 1998). Para las plantas y animales que viven en paisajes heterogéneos y fragmentados, el desplazamiento es un proceso vital de supervivencia (Wiens *et al.* 1993). Una red de conexiones en los paisajes rurales fragmentados puede reforzar o mejorar las actividades humanas (agropecuarias) y la funcionalidad del paisaje (Huxel y Hasting 1999, Guo *et al.* 2003). Más aún, al restaurar parches importantes del paisaje se aumenta la probabilidad de colonizar diferentes hábitats y proporcionar servicios ambientales favorables a los sistemas agrícolas y/o pecuarios (Federowick 1993).

La estructura y composición de los corredores deben ser, en la medida de lo posible, similares a las existentes en parches de vegetación remanente; idealmente, deben abarcarse todos los componentes estructurales (Hobbs 1993). Como regla general, entre más ancho el corredor mejor, pero las dimensio-

nes mínimas dependen del tipo de vegetación y de fauna que lo utilice. Soulé (1991) considera que la identificación de las especies que utilizan un corredor es esencial para el diseño y ubicación óptima del mismo. Puesto que los corredores son elementos alargados y estrechos, son susceptibles a los efectos de borde y su importancia relativa debe valorarse en el momento de la implementación en el paisaje (Hobbs 1993).

La estructura y composición de los sistemas agroforestales (SAF) estratégicamente ubicados pueden servir como corredores biológicos entre parches de vegetación para incrementar la conectividad entre poblaciones, comunidades y procesos ecológicos (Gascon *et al.* 2004, Laurance 2004, Schroth *et al.* 2004). Además, los SAF pueden servir como una herramienta para las estrategias de conservación de la biodiversidad mientras se alcanzan metas de producción agropecuaria (Schroth *et al.* 2004). Los SAF no solo prestan servicios como corredores, sino que permiten un menor uso de agroquímicos, reducen la erosión del suelo, reducen la degradación de fuentes de agua y, dependiendo de la selección de especies en el sistema, aumentan la fijación de nitrógeno y secuestro de carbono (Niesten *et al.* 2004).

Las cercas vivas, cortinas rompevientos y árboles aislados pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad; de hecho, son elementos agroforestales críticos en esfuerzos de restauración de paisajes fragmentados (Harvey *et al.* 2004) puesto que sirven como hábitats o corredores para especies de fauna y flora. Otras ventajas de tales SAF son: mejoran la complejidad estructural y florística del paisaje agropecuario, reducen la velocidad del viento y ayudan a la protección de pastizales, cultivos, ganado y hábitats naturales

contra factores externos (Harvey *et al.* 2004). Las cercas vivas son líneas de árboles o arbustos plantados en los bordes de las fincas o entre pasturas, campos o donde se concentren los animales; su principal objetivo es controlar el movimiento de los animales y de los seres humanos (Budowski y Russo 1993). Las cortinas rompevientos también son líneas de árboles y arbustos plantados cuyo objetivo es proteger los cultivos, el ganado y los pastizales del daño causado por la velocidad del viento. Los árboles aislados son árboles dispersos en potreros, en diversas densidades y arreglos espaciales y pueden haber sido plantados, provenir de relictos de bosques y regenerados naturalmente (Harvey y Haber 1999).

Las cercas vivas pueden reducir el aislamiento entre hábitats e influyen en los patrones de desplazamiento de la fauna, al interconectar parches de bosque o de vegetación remanente y formar complejas redes de árboles en paisajes agrícolas o ganaderos (Guevara *et al.* 1998). Las cercas vivas aumentan la diversidad estructural del paisaje al agregar complejidad vertical y horizontal (Harvey *et al.* 2004). Investigaciones realizadas en paisajes ganaderos tropicales muestran que el aumento en el número de cercas vivas mejora las características del paisaje, pues crean un mosaico heterogéneo debido a cambios en la estructura de los hábitats que lo conforman, especialmente al transformar pocas y extensas áreas de potrero en un número mayor de potreros con áreas más pequeñas (Chacón 2003). Específicamente en Costa Rica, la conectividad estructural entre parches de bosques densos y bosques ribereños también se ve favorecida con la presencia de cercas vivas en el paisaje, que ayudan a disminuir la distancia que ciertos organismos tendrían que recorrer entre copas de árboles para pro-

verse de recursos o de posibles sitios de paso mientras realizan sus actividades cotidianas en paisajes abiertos (Chacón 2003).

El valor de las cercas vivas, cortinas rompevientos y árboles dispersos depende de su composición y estructura florística. A mayor diversidad florística, mayor la posibilidad de proveer hábitat y recursos para la vida silvestre (Harvey *et al.* 2004). La riqueza y abundancia de especies (principalmente aves) está en función de la riqueza de especies arbóreas presentes (Cárdenas *et al.* 2003). Lang *et al.* (2003) encontraron que las cercas con mayor presencia de epífitas, enredaderas y bromelias en un paisaje ganadero de Costa Rica albergaron un total de 1141 individuos de aves de 81 especies, en comparación con 407 individuos de 45 especies en las cercas vivas de menor complejidad. Estos autores exponen que la estructura de las cercas vivas tiene un efecto importante en la abundancia, riqueza y diversidad de aves en estos paisajes fragmentados por la actividad agropecuaria, y concluyen que cuanto mayor es la complejidad de las cercas vivas, mayores serán la abundancia, riqueza y diversidad de aves que las utiliza. Igualmente, a mayor tamaño de los árboles de las cortinas rompevientos (dap, altura, copa), mayor será la abundancia en número y especies de aves. La poca complejidad en la composición de las cercas vivas se debe a que son plantadas y manejadas por los ganaderos, seleccionadas por su rápido crecimiento y capacidad de ofrecer adecuada protección contra el viento. Las cercas vivas que aparecen naturalmente por regeneración (por dispersión de animales o el viento) o son relictos de la vegetación anterior tienen una alta diversidad de especies (Molano *et al.* 2002). Asimismo, la alta abundancia de especies frutales en las

cercas las hace particularmente atractivas para aves, primates y otros frugívoros; para aves, murciélagos, escarabajos y mamíferos no voladores son especialmente atractivas como sitios de percha, cobertura y forrajeo (Molano *et al.* 2002, Harvey *et al.* 2004).

El valor de las cercas vivas, cortinas rompevientos y árboles dispersos depende de su composición y estructura florística. A mayor diversidad florística, mayor la posibilidad de proveer hábitat y recursos para la vida silvestre. La riqueza y abundancia de especies (principalmente aves) está en función de la riqueza de especies arbóreas presentes.

Muestreos de aves en cercas vivas y cortinas rompevientos realizados en México y Colombia identificaron un total de 98 y 105 especies, respectivamente (Estrada *et al.* 1997, Molano *et al.* 2002). En Nicaragua se encontró que de las 35 especies de aves en cercas vivas 22 eran residentes, 7 migratorias, 2 migratorias y residentes, y que 35,4 eran especies amenazadas de extinción (Alvarado *et al.* 2001). Esto demuestra la importancia de las cercas vivas para la conservación de la biodiversidad en paisajes ganaderos tropicales.

La importancia de las cortinas rompevientos en la conservación de la biodiversidad en paisajes ganaderos tropicales también ha sido demostrada. Se ha identificado que

las aves utilizan las cortinas rompevientos para perchar, anidar, dormir y alimentarse (Alvarado *et al.* 2001). En Centroamérica, las cortinas rompevientos que se encuentran en buen estado (alta diversidad estructural y de composición vegetal) albergan mayor riqueza y abundancia de especies de aves en comparación con otros hábitats (potreros abiertos, cortinas degradadas, etc.). Por otro lado, investigaciones realizadas en Nicaragua encontraron regeneración de varias especies leñosas en las cortinas rompevientos lo cual se debe, en parte, a que las aves se alimentan de frutos y semillas en parches de bosque cercanos y las diseminan al llegar a las cortinas (Alvarado *et al.* 2001).

Los árboles dispersos en potreros proveen sombra y alimento al ganado, aunque también pueden generar ingresos por la venta de madera y fruta. La presencia de árboles dispersos es una característica de las fincas ganaderas en América Central (Ibrahim *et al.* 2005). Los árboles aislados o dispersos en potreros representan una diversidad florística y estructural alta que depende del origen del árbol (relicto, regenerado o plantado), de la densidad y distribución en el paisaje y del manejo por parte de los productores (Harvey *et al.* 2004). Los árboles dispersos pueden mantener o aumentar la diversidad florística en el paisaje ya que albergan comunidades de epífitas, particularmente los árboles relictos (Harvey y Haber 1999, Harvey *et al.* 2004). Además, los árboles en potreros poseen una alta biodiversidad y refuerzan la complejidad estructural de la flora en cada una de las fincas del paisaje agropecuario (Harvey y Haber 1999); por ende, los árboles en pasturas aumentan la diversidad vegetativa y estructural en el paisaje agrícola o ganadero del trópico, así como la

diversidad de fauna porque actúan como fuentes de alimento y hábitats para la vida silvestre (Harvey *et al.* 1999).

Los árboles en los potreros también cumplen un papel importante en la conservación de especies de aves y murciélagos en paisajes tropicales fragmentados al proporcionar refugio, sitios de descanso, anidación y alimento; además, contribuyen al desplazamiento a través de una matriz hostil para alcanzar un parche de bosque (Guevara *et al.* 1986, Harvey y Haber 1999, Rice y Greenberg 2004). Los árboles dispersos en potrero favorecen la permanencia de especies silvestre en paisajes fragmentados; de hecho, los árboles en potrero junto con fragmentos de bosque podrían conformar un dosel físicamente discontinuo pero funcional. La presencia de especies del bosque primario bajo árboles aislados

en potreros sustenta la tesis de que los árboles dispersos pueden mantener una considerable fracción de la diversidad florística nativa del paisaje (Guevara *et al.* 1986, Otero-Arnaiz *et al.* 1999). Esto se debe a que los árboles en potrero sirven como fuente de propágulos de la regeneración del bosque porque producen semillas localmente y porque las aves y los murciélagos que los visitan regurgitan o defecan semillas de plantas del bosque mientras perchan en estos árboles (Guevara y Laborde 1993, Harvey y Haber 1999). Estudios realizados en Colombia encontraron que la regeneración natural bajo árboles aislados en potrero fue cinco veces más abundante y tres veces más rica en especies que la detectada en potreros abiertos sin cobertura arbórea, por lo que concluyen que los árboles aislados son una estrategia apropiada para acelerar

el enriquecimiento de la vegetación en pastizales (Esquivel y Calle 2002).

En conclusión, investigaciones ecológicas han determinado la factibilidad de disminuir los procesos de fragmentación y de pérdida de hábitat en paisajes agropecuarios. Si se conectan áreas de parches y se disminuye la presión sobre los bosques, disminuye también la probabilidad de extinción de especies. Los beneficios de las cercas vivas, cortinas rompevientos y árboles dispersos en potreros en la conservación biológica en fincas ganaderas de Centroamérica han sido demostrados. Su principal contribución es servir como corredores en matrices de pasturas abiertas (o arboladas), lo cual favorece la dispersión de semillas de especies vegetales del bosque ya que aporta un banco de semillas para apoyar a la restauración natural. 🌱

Literatura citada

- Alvarado, V; Anton, E; Harvey, CA; Martínez, R. 2001. Importancia ecológica de las cortinas rompevientos al este de la ciudad de León, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 8(31):18-24.
- Baudry, J; Burel, F; Aviron, S; Martin, M; Ouin, A; Pain, G; Thenail, C. 2003. Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: do farming activities help? *Landscape Ecology* 18:303-314.
- Benítez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12(2):380-389.
- Bennett, AF. 1998. Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, Suiza, IUCN. 254 p.
- Budowski, G; Russo, R. 1993. Live fence posts in Costa Rica: a compilation of the farmer's beliefs and technologies. *Journal of Sustainable Agriculture* 3:65-85.
- Cárdenas, G; Harvey, CA; 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.
- Chacón, M. 2003. Cobertura arbórea y cercas vivas en un paisaje fragmentado Río Frío, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 107 p.
- Dunning, JB; Borgella, R; Clements, K; Meffe, GK. 1995. Patch isolation, corridor effects and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. *Conservation Biology* 9(3):542-550.
- Esquivel, MJ; Calle, Z. 2002. Árboles aislados en potreros como catalizadores de la sucesión en la Cordillera Occidental Colombiana. *Agroforestería en las Américas* 9(33-34):43-47.
- Estrada, A; Coates-Estrada, R; Merritt, DA. 1997. Antropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, México. *Biodiversity and Conservation* 6:19-42.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1993. Guidelines for land - use planning. Rome, IT, FAO. 102 p.
- Federowick, JM. 1993. A landscape restoration framework for wildlife and agriculture in the rural landscape. *Landscape and Urban Planning* 27:7-17.
- Forman, RTT. 1995. Land mosaics: The ecology of landscapes and regions. UK, Cambridge University Press.
- Forman, RTT. 1989. Ecologically sustainable landscapes: The role of spatial configuration. In: Zonneveld, IS; Forman, RTT. (Eds.). *Changing landscapes: an ecological perspective*. NY, Springer-Verlag. p. 261-277.
- Forman, RTT; Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. NY, John Wiley.
- Gascon, C; da Fonseca, GAB; Sechrest, W; Billmark, KA; Sanderson, J. 2004. Biodiversity conservation in deforested and fragmented tropical landscapes: An overview. In: Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. (Eds.). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington, DC, US, Island Press. p. 15-32.
- Guevara, S; Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio* 107/108:319-338.
- Guevara, S; Laborde, J; Sánchez, G. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy? *Selbyana* 19:34-43.
- Guevara, S; Purata, SE; Van der Maarel, E. 1986. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio* 66:77-84.
- Guo, Z; Xiao, X; Gan, YM; Zheng, Y. 2003. Landscape planning for a rural ecosystem: case study of a resettlement area for residents from land submerged by the Three Gorges Reservoir, China.

- Harvey, CA; Haber, WA. 1999. Remnant trees and conservation of biodiversity in Costa Rican Pastures. *Agroforestry Systems* 44:37-68.
- Harvey, CA; Haber, WA; Solano, R; Mejías, F. 1999. Árboles remanentes en potreros de Costa Rica: ¿herramientas para la conservación? *Agroforestería en las Américas* 6(24):19-22.
- Harvey, CA; Tucker, NJ; Estrada, A. 2004. Live fences, isolated trees and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. *In: Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. (Eds.). Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes.* Washington, DC, US, Island Press. p. 261-289.
- Hobbs, RJ. 1993. Can revegetation assist in the conservation of biodiversity in agricultural areas? *Pacific Conservation Biology* 1:29-38.
- Hunter, M. Jr. 1996. Habitat degradation and loss: Fragmentation. *In: Fundamentals of conservation biology.* Department of Wildlife Ecology, University of Maine, USA. p. 179-190.
- Huxel, GR; Hasting, A. 1999. Habitat loss, fragmentation and restoration. *Restoration Ecology* 7(3):309-315.
- IAvH (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt). 1997. Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad en Colombia. Chávez, ME; Arango, N. (Eds.). Santafé de Bogotá, CO, Instituto Humboldt - PNUMA - Ministerio del Medio Ambiente.
- Ibrahim, M; Camero, A; Camargo, JC; Andrade, HJ. 2005. Sistemas silvopastoriles en América Central: Experiencias de CATIE. En línea. Consultado 05-09-2005. www.cipav.org.co/redagrofor/memorias99/IbrahimM.htm
- Jackson, L; Lopoukhine, N; Hillyard, D. 1995. Commentary Ecological Restoration: A Definition and Comments. *Restoration Ecology* 3(2):71-75.
- Kalkhoven, JTR. 1993. Survival of populations and the scale of the fragmented agricultural landscape. *In: Bunce, RGH; Padetti, MG. (Ed.). Landscape ecology and agroecosystems.* Boca Raton, US, Lewis Publishes.
- Kattán, GH; Álvarez, H; Giraldo, M. 1991. Efectos de la fragmentación de bosques en la composición de la avifauna: San Antonio 30 años después. Cali, CO, Fundación para la Promoción de la Investigación y la Tecnología.
- Lamb, D; Parrotta, J; Keenan, R; Tucker, N. 1997. Rejoining habitat remnants: Restoring Degraded Rainforest Lands. *In: Laurance, WF; Bierregaard, RO. (Eds.). Tropical forest remnants: Ecology, management and conservation of fragmented communities.* US, The University of Chicago Press. p. 366-385.
- Lang, I; Gormley, L; Harvey, C; Sinclair, F. 2003. Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):86-92.
- Laurance, SGW. 2004. Landscape connectivity and biological corridors. *In: Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. (Eds.). Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes.* Washington, DC, US, Island Press. p. 33-49.
- Lovejoy, TE, Bierregaard, RO Jr; Rylands, AB; Malcolm, JR; Quintela, CE; Harper, LH; Brown, KS Jr; Powell, AH; Powell, GV; Nschubart, HO; Hays, MB. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *In: Soulé, E. (Ed.). Conservation Biology: The science of scarcity and diversity.* Massachusetts, US. p. 257-283.
- Lugo, AE. 2002. Can we manage tropical landscapes? An answer from the Caribbean perspective. *Landscape Ecology* 17:601-615.
- McIntyre, S; Hobbs, R. 1999. A Framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13(6):1282-1292.
- Molano, JG; Quiceno, MP; Roa, C. 2002. El papel de las cercas vivas en un sistema de producción agropecuaria en el Piedemonte Llanero. *In: Sánchez, M; Rosales, M. (Eds.). Agroforestería para la producción animal en América Latina. Memorias de la Segunda Conferencia Electrónica.* Roma, FAO. Estudios de Producción y Sanidad Ambiental.
- Murcia, C. 1996. Forest fragmentation and the pollination of Neotropical plants. *In: Schelhas, J; Greenberg, R. (Eds.). Forest patches in tropical landscapes.* Washington, US, Island press. p. 19-36.
- Murgueitio, E; Calle, Z. 1998. Diversidad biológica en sistemas de ganadería bovina en Colombia. *In: Conferencia electrónica sobre agroforestería para la producción animal en Latinoamérica.* Roma, FAO.
- Naveh, Z. 1998. Ecological and cultural restoration and the cultural evolution towards a post-industrial symbiosis between human society and nature. *Restoration Ecology* 6(2):135-143.
- Nielsen, E; Ratay, S; Rice, R. 2004. Achieving biodiversity conservation using conservation concessions to complement agroforestry. *In: Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. (Eds.). Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes.* Washington, DC, US, Island Press. p. 135-150.
- Noss, RF. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33(11):700-706.
- Otero-Arnaiz, A; Castillo, S; Meave, J; Ibarra-Manríquez, G. 1999. Isolated pasture trees and the vegetation under their canopies in the Chiapas Coastal Plain, México. *Biotrópica* 31(2):243-254.
- Rice, RA; Greenberg, R. 2004. Silvopastoral systems: Ecological and socioeconomic benefits and migratory bird conservation. *In: Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. (Eds.). Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes.* Washington, DC, US, Island Press. p. 453-472.
- Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Vasconcelos, HL; Gascon, C; Izac, AN. 2004. Introduction: The Role of Agroforestry in Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. *In: Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Izac, AN. (Eds.). Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes.* Washington, DC, US, Island Press. p. 1-12.
- Soulé, ME. 1991. Theory and strategy. *In: Huston, WE. (Ed.). Landscape linkages and biodiversity.* Washington, D.C., Island Press. p. 91-104.
- Turner, IM; Corlett, RT. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Tree* 11(8):330-333.
- Turner, MD; Hiernaux, P. 2002. The use of herders' account to map livestock activities across agropastoral landscapes in semi-arid Africa. *Landscape Ecology* 17:367-385.
- Turner, MD; Gardner, RH; O'Neill, RV. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process.* NY, Springer - Verlag.
- Turner, MD. 1998. Spatial and temporal scaling of grazing impact on the species composition and productivity of Sahelian annual grasslands. *Journal of Arid Environments* 41:277-297.
- Turner, MD. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Ecological Systems* 20:171-197.
- Viana, VM; Tabanez, AJ; Batista, JLF. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. *In: Laurance, WF; Bierregaard, RO. (Eds.). Tropical forest remnants: Ecology, management and conservation of fragmented communities.* US, The University of Chicago Press. p. 351-365.
- Wiens, JA; Stenseth, NC; Van Horne, B; Ims, RA. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66:369-380.