

CAPÍTULO 4

REENFOCANDO LA CONSERVACIÓN EN EL PAISAJE: LA IMPORTANCIA DE LA MATRIZ

*John Vandermeer, Ivette Perfecto,
Stacy Philpott y M. Jahi Chappell*

RESUMEN. En países y sociedades de todo el mundo las decisiones son cada vez más difíciles con respecto al uso de la tierra. A menudo este tema aviva un viejo debate: ¿deberían utilizarse las tierras para el desarrollo económico humano o deberían permanecer en estado prístino, para proteger el mundo natural que contienen? A menudo el tratamiento de estas prioridades “opuestas” ha tomado la forma de una tregua: ambos bandos concuerdan en que algunas áreas pueden desarrollarse sin considerar la conservación, mientras que otras pueden mantenerse libres de la acción humana. Esta solución, dudosa, ha sido concebida en el contexto de la denominada ecología “pop”, que no toma en cuenta los avances más recientes en cuanto al conocimiento ecológico. En este capítulo revisamos estos avances y planteamos que el actual enfoque de la conservación (que centra su atención en la conservación de los fragmentos de bosque y descuida las áreas fuera de tales fragmentos) acarrea peligros a cualquier agenda de conservación que pretenda ser racional y sostenible. En vez de este enfoque proponemos uno que se centra tanto en el paisaje como en las matrices agroecológicas que rodean muchos de los fragmentos que deseamos preservar. Con la información reciente sobre las altas tasas de extinción de especies, aun en las reservas naturales más grandes, nuestro análisis de la “tregua moderna” sostiene que un enfoque integral no solo es posible, sino necesario.

Palabras clave: agroecosistema, área protegida, calidad de la matriz, conservación de la biodiversidad, ecología del paisaje, extinción

ABSTRACT. In countries and societies across the globe, ever more difficult decisions regarding land use often come back to an old debate: should human economic development take priority over maintaining reserves to protect the pristine natural world within them, or must development yield in the face of keeping safe our dwindling tracts of untrammled wilderness? The resolution of

these “conflicting priorities” has often taken the form of a truce where both camps agree that some areas can be developed without regard to conservation, and others may be conserved without further encroaching human development. This dubious resolution is grounded almost entirely in “pop” ecology with little regard to the most recent advances in ecological knowledge. In this chapter we review these advances, and find that the present focus of conservation on maintaining preserved fragments of nature and the relative lack of attention to development in the areas outside of such fragments poses significant dangers to any rational and sustainable conservation agenda. We propose instead an approach centered on the landscape and the agroecological matrices surrounding many of the fragments we wish to preserve. Given recent revelations regarding the very high rates of extinction in even the largest natural preserves, our analysis of the modern “truce” implies that such an alternate approach may not just be a potential path to a rational and sustainable future, but a necessary one.

Keywords: agroecosystems, biodiversity conservation, extinction, landscape ecology, matrix quality, natural parks

Introducción

En el mundo moderno resulta inevitable que las propuestas específicas sobre el uso de la tierra se tropiecen con resabios de un viejo debate: ¿deberían utilizarse las tierras para el desarrollo económico humano o deberían permanecer en estado prístino, para proteger el mundo natural que contienen? Las preguntas normativas acerca del valor de las especies y sus hábitats particulares son confrontadas con preguntas normativas muy diferentes acerca del desarrollo económico. Esta controversia ha sido resuelta de forma incompleta tanto por los agentes de desarrollo, que reconocen la necesidad de algunas reservas biológicas, como por los conservacionistas, que reconocen la necesidad de usar algo de tierra para desarrollo económico. Sin embargo, el debate resurge cuando se realizan propuestas para áreas específicas de tierra.

Las preguntas normativas de los conservacionistas con frecuencia involucran temas como el valor inherente de las especies y sus hábitats particulares y, más recientemente, el valor utilitario, tanto real como potencial, de la biodiversidad. Por otro lado, las preguntas normativas de los agentes de desarrollo también involucran tanto valores con sentido profundo como utilitarios: el denominado “derecho” inherente del dueño de un área de tierra a utilizarla como él o ella lo crea conveniente, o usar la tierra para construir supermercados de compras (por ejemplo) para la creciente población humana en el área. Últimamente, tanto conservacionistas como agentes de desarrollo concuerdan en un contexto filosófico más amplio según el cual algunas áreas deberían ser destinadas para la protección de la naturaleza, mientras que otras deberían destinarse al

desarrollo económico. A pesar de lo plausible de este acuerdo, el debate real consiste en conciliar una relativa mezcla de ambos conceptos. Nosotros sugerimos que, con base en lo que conocemos acerca de los principios ecológicos básicos, este contexto filosófico presenta una falla fundamental para los objetivos subyacentes, tanto de conservación como de desarrollo.

Con pesar y sorpresa vemos que el debate “conservación versus desarrollo” se ha desarrollado más en el contexto de la denominada ecología “pop” que en el contexto científico moderno de la ecología, a pesar de su ocasional superposición con este último. El inconveniente, desde nuestro punto de vista, es que los avances recientes en la ecología no se han aplicado con honestidad por ambos enfoques para resolver el problema. Aquí revisamos los resultados de algunos estudios recientes y discutimos su relevancia con respecto a las preguntas de fondo.

Debemos reconocer que hoy los bosques se encuentran muy fragmentados y que un punto de vista considera, como enfoque, los hábitats nativos o “naturales”. Incluso una de las reservas biológicas más grande del mundo, el Parque Nacional Selous, en Tanzania (21 000 km²), no es más que un pequeño fragmento en comparación con la superficie total del globo terráqueo. En todo el mundo a los parques nacionales y las reservas biológicas se le atribuye el gran éxito de conservar la biodiversidad, aunque existe una abundante biodiversidad fuera de las áreas silvestres protegidas, esparcidas en paisajes fragmentados desde Siberia al Congo. Por ello, es necesario considerar la conservación a nivel de paisaje, en el cual casi siempre existen fragmentos de hábitats nativos (aunque la mayoría están inmersos en algún tipo de matriz agroecológica). Tal como demostraremos, no hay ninguna razón para ver los fragmentos y su matriz circundante como el paraíso y el infierno; mucho menos como sistemas que pueden ser tratados de forma independiente por conservacionistas y agentes de desarrollo. En este contexto, examinamos los problemas con un enfoque centrado en los hábitats fragmentados y proponemos que el dilema general puede ser enfrentado prestando mayor atención a la matriz y sus interacciones con los fragmentos restantes de los hábitats “naturales”, como lo sugieren las corrientes ecológicas actuales. Para concluir nuestro llamado a una revisión del enfoque actual sobre la conservación y el desarrollo, discutimos de manera sucinta el aspecto político de estos temas (a fin de ayudar a resolver los problemas que presenta) y delineamos lo que consideramos un camino prometedor en búsqueda de un futuro más racional y sostenible.

Problemas del enfoque sobre hábitats nativos fragmentados

Históricamente la conservación se ha limitado a cercar fragmentos dentro de áreas de conservación, en vez de planificar teniendo en cuenta los fragmentos

dentro del paisaje en su totalidad. La ecología básica argumenta en contra de esta estrategia. El problema con las áreas de conservación tiene tres vertientes: primero, protegen solo una cantidad pequeña de la biodiversidad; segundo, tienen un carácter temporal, cuando se las considera desde una perspectiva a largo plazo; y tercero, su naturaleza insular genera altas tasas de extinción. Consideraremos cada uno de estos puntos por separado.

La cantidad de biodiversidad conservada

El número total de especies rescatadas de la extinción en las reservas biológicas es, con seguridad, una fracción de las existentes. Este hecho es conocido incluso entre los conservacionistas tradicionales. Por ejemplo, Kenia tiene cerca del 7% de sus tierras en parques nacionales, pero el 75% de la vida silvestre se encuentra fuera de los ellos (Western 1969; Andere *et al.* 1980, Western 1989; Baskin 1994). En estudios recientes, Brooks *et al.* (2004) estiman que, mientras que la red global de las áreas protegidas ocupa el 11,9% de la superficie terrestre, las áreas que son protegidas con carácter exclusivo para la conservación de biodiversidad cubren solo el 5,1%. Estos autores también estiman que la cobertura de las áreas protegidas para la biodiversidad en los biomas individuales ocupa el 25% del bioma en bosques templados de coníferas y menos del 2% del bioma en bosques secos tropicales de México, hábitats mediterráneos de Chile y praderas del sur de África. Una valoración muy cuidadosa por Rodrigues *et al.* (2004) estimó que el 12,1% de las 11 633 especies de pájaros, mamíferos, anfibios y tortugas estudiadas por ellos viven fuera de cualquier área protegida. Otro análisis que intentó proyectar la cobertura de las áreas protegidas para todas las especies de plantas e invertebrados terrestres (en vez de solo las especies ya conocidas) estimó que el 43% residen en las llamadas “áreas que no incluyen las áreas protegidas” (*gap áreas*; Ferrier *et al.* 2004). Además, alrededor del 53% de la superficie terrestre está ocupada, de alguna manera, por el ser humano, que la utiliza para producir alimentos (McNeeley y Scherr 2003); por lo tanto, no es sorprendente que tanta biodiversidad se encuentre allí contenida. Existe una razón teórica obvia para pensar que tan solo una pequeña fracción de la biodiversidad del mundo puede ser mantenida en las reservas naturales. Para apreciar este problema se debe reenfocar el “lente” de la conservación. Casi siempre son las especies grandes y carismáticas las que atraen la atención popular: elefantes, leones, jaguares y otros. Sin embargo, aun una rápida inspección de los lugares donde se encuentra taxonómicamente localizada la biodiversidad del mundo es suficiente para ajustar nuestra visión de la conservación. Existen unas 4000 especies de mamíferos en el mundo; cifra pequeña si la comparamos con cálculos que estiman entre uno y treinta millones de especies de insectos (Wilson 1999). Como en una oportunidad mencionó con sorna Robert May, exasesor científico del primer ministro de Gran Bretaña, “...a grandes rasgos, todos los animales son insectos”.

Si redirigimos nuestra atención hacia los organismos más pequeños del mundo, que son tan valiosos como los más grandes y carismáticos para el correcto funcionamiento y la integridad de los ecosistemas, nos vemos forzados a enfrentar una pregunta a nivel de paisaje. Cuando nuestra atención estaba fijada, por ejemplo, en los osos pardos, tenía sentido preguntar ¿cuál es el área mínima necesaria para mantener a un solo oso pardo y cuál el número mínimo de osos pardos necesarios para formar una población viable?; para luego concluir que el área mínima multiplicada por el número de osos es el tamaño mínimo del área protegida proyectada. Si fijamos nuestra atención en, por ejemplo, una especie de ácaro del suelo, resulta casi disparatado preguntar ¿cuál es el área necesaria para el mantenimiento de la especie?, ya que, en general, no se estima que el “territorio” de un ácaro del suelo sea grande. Pero de inmediato surge una pregunta diferente: ¿Cuál es la extensión física del rango de esa especie de ácaro? Con esta nueva pregunta inmediatamente surge un enfoque diferente del tamaño de las áreas de conservación. Suponga, como un ejercicio teórico, que las esferas de la actividad de los organismos que nos interesan son círculos de igual tamaño y que dichos círculos están colocados al azar sobre una mesa. Ahora, coloque un cuadrado sobre alguna área en particular de la mesa y pregúntese cuántas especies (círculos) tienen alguna parte de su área dentro del cuadrado. Sin pensar demasiado, es fácil observar que habrá más especies cuanto más grande sea el cuadrado; pero por otro lado, el incremento en el número de especies tendrá una respuesta decreciente en relación con un incremento en el tamaño del cuadrado, con todas las especies incluidas cuando el cuadrado es del tamaño de la mesa. Casi todas las especies quedan incluidas cuando el cuadrado es un poco más pequeño que la mesa y solo una especie queda incluida cuando el cuadrado es bastante más pequeño que cualquiera de los círculos.

Una ecuación que refleja de manera aproximada este simple hecho es $S = TA/(r + A)$; donde S es el número de especies contenidas dentro del cuadrado, A el área del cuadrado y T y r las dos constantes. El número total de especies sobre la mesa (r) es inversamente proporcional al diámetro de los círculos (rango de las especies). Así, si r es muy pequeño (el rango de las especies es grande), $A/(r + A)$ se aproxima a 1,0 y el número de especies contenidas en el cuadrado es, aproximadamente, igual al número total de especies (círculos) de la mesa. Si A es muy grande, $A/(r + A)$ es, de nuevo, cercano a 1,0 y el número de especies contenidas en el cuadrado (el cual es ahora muy grande) es casi igual al total de las especies sobre la mesa. El problema se presenta cuando r es relativamente grande (área del círculo pequeña) y A es relativamente pequeña (cuadrado pequeño para muestrear los círculos). $A/(r + A)$ será un número pequeño y, por lo tanto, el número de especies contenido en el círculo será una fracción pequeña de T. Si el área del cuadrado es semejante al área preservada y los círculos semejantes a las esferas de actividad de las especies, nos encontramos con el problema generalizado de que, con las especies que tienen esferas de actividad

pequeñas (como, con seguridad, es el caso de muchas especies de animales y plantas pequeñas), el valor de A (tamaño del área preservada) debe ser enorme para contrarrestar el efecto de un r más grande.

La solución es dividir A en áreas más pequeñas, manteniendo constante el total del área preservada, como se ha argumentado muchas veces en el pasado durante los días en que el debate sobre el SLOSS (*Single Large Or Several Small preserves*: una reserva grande o varias pequeñas) era popular (p. ej. Simberloff y Abele 1976; Gilpin y Diamond 1980; Diamond y May 1981). Resulta obvio que, si r es pequeña, una sola reserva grande sería lo más deseable, pero si r es grande, como creemos que es en el caso de la mayoría de la biodiversidad (dado que la mayoría consiste de organismos pequeños), varias reservas pequeñas serían lo óptimo. El principal desacuerdo, creemos, tiene que ver con las ideas románticas acerca de cuáles especies deberían ser elegidas para su preservación. Si el enfoque se hace sobre la carismática megafauna, r es probablemente pequeño. Pero, si el enfoque se hace sobre artrópodos y otros organismos pequeños, r puede resultar muy grande. Es de gran importancia preguntarse, cuando el enfoque se realiza sobre la carismática megafauna, ¿dónde surge el objetivo de preservación? Con pesar hemos detectado, en conversaciones privadas con conservacionistas preservacionistas, que el deseo de establecer reservas muy grandes tiene más que ver con una noción romántica del paraíso perdido o, inclusive, con actitudes misantrópicas sobre el carácter destructivo subyacente en una especie particularmente nociva: *Homo sapiens*. Tales actitudes pueden causar un gran perjuicio a la causa de la conservación, si es que es honesta la preocupación con respecto a la conservación de la biodiversidad en general.

La naturaleza temporaria de las reservas

El segundo problema con las áreas protegidas es que, a fin de cuentas, son temporales cuando se las considera desde una perspectiva de largo plazo. La conservación de la biodiversidad debería ser un programa a largo plazo. Las áreas de conservación permanecerán como tales siempre que el poder político sea complaciente. Por ejemplo, en el bosque lluvioso de la costa atlántica de Nicaragua, donde nosotros trabajamos, grandes áreas de bosque que han sido protegidas por generaciones de grupos aborígenes Miskito, en la actualidad son desbastadas por colonizadores agrícolas de otras regiones del país (Martínez 2004). A pesar del respeto que esta etnia tiene por la naturaleza, la preservación del bosque no se les otorga a ellos por razones históricas y quizás racistas y el Gobierno Nacional toma decisiones que más bien incentivan las incursiones a las áreas protegidas. Este es un caso obvio que demuestra que el poder político de aquellos legalmente facultados para cuidar las áreas protegidas (los aborígenes americanos) no tiene el mismo peso que el de quienes ven en esas tierras una oportunidad de lucro (los intereses representados por el Gobierno Nacional).

Se pueden citar otros ejemplos: Cuando recrudecen las guerras, las áreas protegidas atraen refugiados por ser percibidas como zonas menos hostiles; en los Estados Unidos, algunas tierras apartadas y protegidas del pastoreo pierden su estado legal cuando el poder cambia de un partido político a otro; y grandes zona protegidas, como el Área Nacional de Vida Silvestre de Alaska, se ven amenazadas por el incremento de las perforaciones petroleras en su territorio, incentivadas por el aumento en los precios del crudo.

El punto fundamental es que resulta una tontería presumir que la situación sociopolítica actual permanecerá constante. Hacerlo implicará continuar con la “sorpresa” que tantos conservacionistas inocentes han evidenciado en el pasado. La protección de tierras es apenas una herramienta en el conjunto de las estrategias de conservación, no una filosofía.

Altas tasas de extinción en fragmentos aislados

Cuando el interés está centrado en áreas protegidas más pequeñas, surge otro tema que hasta hace poco había permanecido relativamente oculto. Si las áreas protegidas pequeñas se ven como fragmentos de una matriz mayor, de inmediato viene a la mente la metáfora de la metapoblación. Cada fragmento es una subpoblación que no siempre reúne todos los requisitos para mantener una población a perpetuidad; pero existen en el contexto otros fragmentos que aportan propágulos para especies que se han extinguido a nivel local, porque un fragmento en particular es demasiado pequeño para mantener una población a largo plazo. Un resultado reciente a considerar es aquel de Ferraz *et al.* (2003), basado en experimentos a largo plazo sobre un fragmento del bosque del Amazonas. Mientras que los parches más pequeños de bosque tienen tasas de extinción de aves más altas, las tasas reales de extinción, aun de los parches de mayor tamaño, son en exceso altas. De hecho, algunas tasas son tan altas que requerirían una reserva biológica cuyo tamaño excedería por mucho cualquier expectativa razonable bajo las actuales circunstancias políticas. Las altas tasas de extinción para los parches más pequeños contienen lecciones valiosas para la conservación en paisajes fragmentados, como se discute a continuación.

Un ejemplo similar reciente proviene de la larga historia del Servicio de Parques Nacionales de los Estados Unidos, sin lugar a dudas el país con el sistema de parques nacionales mejor desarrollado del mundo. Al tabular las tasas de extinción de mamíferos para reservas biológicas en los Estados Unidos, se observó un incremento dramático en la extinción a medida que decrecía el tamaño del parque. De nuevo, los parques nacionales más grandes no fueron inmunes a las tasas de extinción, si bien los parques más pequeños tuvieron tasas más altas (Newmark 1995).

Basándonos en estudios teóricos recientes podemos esperar que para algunos organismos la extensión espacial necesaria para su preservación pueda ser inusualmente grande, más allá de lo que cualquier disposición política actual

o futura pueda tolerar, o de lo que pueda estar disponible en un hábitat natural/no manejado. Por ejemplo, en un libro reciente Hubbell (2001) postula que la limitación en el reclutamiento (o falla en la dispersión hacia parches de hábitat adecuados) es un factor clave para mantener la diversidad de árboles tropicales. Los eventos de dispersión a larga distancia, bajo la formulación de Hubbell, son determinantes para mantener la diversidad de las especies. Por ello, la fragmentación del bosque y la consecuente limitación del raro evento de dispersión desde el punto x al punto y en el espacio extendido del bosque original, es la probable causa de extinciones locales y de una concomitante reducción en la biodiversidad regional, tal como se ha observado al menos en los dos ejemplos citados arriba. Desafortunadamente, es probable que tales extinciones ocurran en un futuro muy lejano, lo que hace que el argumento político para la conservación aquí y ahora sea muy difícil de consolidar. A pesar de lo anterior, nuestro punto es que, al cercar un parche de bosque de ninguna manera se garantiza, a perpetuidad, la protección de la biodiversidad.

Sustentados en estos estudios, tanto empíricos como teóricos, estamos forzados a enfrentar la desagradable conclusión de que, para algunas especies, proteger un área lo suficientemente grande para evitar mayores extinciones no es posible. Esta conclusión no significa una renuncia, sino alertar al lector acerca de la necesidad de un cambio de enfoque para planear la conservación.

Problemas con el enfoque sobre el desarrollo agrícola

Comenzamos este capítulo con las aparentes contradicciones entre conservación y desarrollo. Ahora mencionaremos que para la mayoría de la biodiversidad del mundo, localizada tal como está en los trópicos, la agenda relevante de desarrollo está casi siempre relacionada con la agricultura. Aquí, tanto los conservacionistas como los agentes de desarrollo han generado varios puntos de vista que son contrarios a los principios ecológicos, e incluso a los económicos conocidos. El problema se resume en una mentalidad que puede denominarse “produccionista”. Dos temas con respecto a la conservación ambiental resultan relevantes: el incremento en la producción para destinar más tierra para la conservación y la degradación ambiental directa de ciertas formas de agricultura.

Incremento en la producción para la conservación

Un argumento común ha sido que el aumento en la eficiencia de la producción significa que menos hábitats naturales necesitan ser convertidos para fines productivos, lo que deja más para conservación (ej. Shriar 2000; Pinstруп-Andersen 2002; Trewavas 2002; Fresco 2003; O'Brien y Kinnaird 2003). Este argumento presenta un interés lógico superficial. La intensificación de la producción es proporcional al área, de tal manera que la proporción $(1 - p)$ del

área pueda ser mantenida en un estado de completa preservación. Al asumir que el objetivo es producir una cantidad crítica K , si la producción por unidad de área es k , $K = pk$. Por lo tanto, a medida que K aumenta, $(1 - p)$ aumenta. El agente de desarrollo hace lo que desea en el área no protegida y deja el área protegida sin ser tocada.

Angelsen y Kaimowitz (2001) mencionan que esta suposición común de los conservacionistas está en desventaja con la teoría de desarrollo económico estándar, la cual sostiene que a medida que la eficiencia en la producción en un punto aumenta, la inmigración humana y del capital hacia ese punto también aumentan; en consecuencia, se requiere más tierra, la cual se toma de la reserva de hábitats naturales, afectándola (ej. el área representada por $1 - p$). Angelsen y Kaimowitz (2001) consideran diecinueve estudios de casos a varias escalas espaciales y temporales, se cuestionan acerca de cuál teoría es la que más se observa: la económica estándar o la opuesta de los conservacionistas. Con rara excepción, la teoría económica estándar parece explicar mejor los datos que la versión de los conservacionistas; una productividad local elevada a través de una mejora tecnológica tiende a atraer más inmigrantes al área, lo cual fomenta todavía más la transformación del hábitat nativo. Como resultado, el sueño de incrementar la eficiencia de la producción agrícola mediante el uso de menos tierra para producir parece tener el efecto opuesto que el esperado por los conservacionistas.

Degradación ambiental a causa de la agricultura moderna

La agricultura moderna incluye dos objetivos muy generales: el uso más frecuente de la misma área de tierra (por ejemplo, disminuir el tiempo de los períodos de barbecho) y el aumento en la especialización de las especies productivas (pérdida de biodiversidad de plantas, en general en procura de mayores rendimientos y de la comodidad que brinda la mecanización). Los períodos extendidos de barbecho de muchas formas de agricultura tradicional son abandonados a fin de usar la misma área de tierra cada año para una producción continua. El incremento en la frecuencia de la remoción de recursos está subsidiado por un incremento en el uso de insumos externos (Buttel 1990; Izac 1996). La pérdida de los períodos prolongados de barbecho a favor de períodos cortos y el uso de fertilizantes y plaguicidas químicos puede conducir a una pérdida de la fertilidad del suelo, en parte por la interrupción de sus sistemas microbiales (Ferris y Ferris 1974; Wasilewska 1979; Campbell *et al.* 1991, 1992; Engels *et al.* 1995; Ukrainetz *et al.* 1996; Biederbeck *et al.* 1996; Demkina y Anan'eva 1998; Neher 1999; Neher y Barbercheck 1999). El análisis de la relación entre intensificación del suelo y biodiversidad no ha sido consistente a través de los estudios (Lussenhop 1981; Andrén *et al.* 1988; Wasilewska 1989; Ewel *et al.* 1991; Hooper *et al.* 2000; Wardle *et al.* 1997; Gunapala *et al.* 1998; Neher y Barbercheck 1999; Emmerling *et al.* 2001). La pérdida del tiempo de barbecho en el sistema puede conducir al decrecimiento

de la biodiversidad y de la sostenibilidad de la macrofauna asociada a las plantas, tal como fue examinado por Finegan y Nasi (2004) en los sistemas agroforestales tropicales. Es inevitable que también se pierdan las funciones de los ecosistemas, a menudo provistas por tales asociaciones de biodiversidad (por ejemplo, retención de nutrientes, control biológico de plagas y polinización). La biodiversidad en un ecosistema decrece todavía más cuando algunas variedades de cultivos tradicionales, localmente adaptadas y resistentes a enfermedades nativas y a plagas, son abandonadas y la interseembra es sustituida por monocultivos de alto rendimiento muy amigables con los métodos mecanizados de producción (Vandermeer 1989; Altieri 1990; Salick y Merrick 1990; Ramakrishnan 1992; Goetz *et al.* 2001). En contraposición a las siete especies domesticadas y a las miles de razas terrestres de papas que Zimmerer (1998) encontró tan solo en la agricultura tradicional andina, Soule *et al.* (1990) notaron que entre diez y veinte cultivos diferentes proveían alrededor del 85% de las calorías del mundo. El estrecho rango de especies cultivables utilizadas en la agricultura compromete la diversidad estructural en la medida en que la vegetación multiestrato y los complejos patrones de cosecha son reemplazados por monocultivos (Vanderplank 1984, en Swift *et al.* 1995; Vandermeer 1989; Fageria 1992; Swift *et al.* 1995). Esta pérdida de la diversidad de cultivos, junto con niveles menores o inexistentes de la biomasa distinta de los granos, contribuye aún más a la pérdida de biodiversidad, sobre todo en los consumidores invertebrados, depredadores y plagas (Altieri y Liebmann 1986).

Las variedades de cultivos de alto rendimiento a menudo son menos resistentes a los patógenos y a las plagas, más que nada por la concentración de alimentos o plantas hospederas de alta densidad y simpleza estructural, y caen presa de nuevas plagas. A medida que las plagas son atraídas por esta concentración de alimentos y plantas hospederas, tienden a dominar los agroecosistemas en mayor grado a expensas de la biodiversidad de los ecosistemas (Root 1973; Andow 1991a, 1991b; Loya-Ramirez *et al.* 2003; Gurr *et al.* 2003; Long *et al.* 2003), aunque existen excepciones a esta apreciación (Stamps *et al.* 2002; Butts *et al.* 2003; Hooks *et al.* 2003). Estas pérdidas tempranas de biodiversidad en la transición de cultivos diversos y de la interseembra a la monocultura privan al agricultor de una multitud de depredadores de plagas que dependen de las plantas y de la diversidad estructural ahora ausente en la matriz agrícola (Altieri y Whitcomb 1979; Altieri 1983; Altieri y Liebmann 1986; Holden 1993; Ives y Settle 1997); luego, la aplicación de plaguicidas de amplio espectro destruyen cualquier sobreviviente provechoso o a los recién llegados (Swift *et al.* 1995). Como consecuencia, resulta la bien conocida “carrera armamentista” o “ciclo vicioso de los plaguicidas” (Van den Bosch 1978; Russell 1993; Vandermeer 1996).

Además, la reducida diversidad genética de los cultivos puede disminuir la resiliencia a los cambios ambientales, lo que provoca que los rendimientos sean mucho más dependientes de un ambiente “óptimo”, definido por zonas de

ingresos altos, irrigadas y fértiles, más que por las condiciones locales de un área agrícola dada (Ceccarelli *et al.* 1995, en Rhoades y Nazarea 1999; Witcombe *et al.* 1996; Rhoades y Nazarea 1999; Tilman *et al.* 2002). Asimismo, a través de la bioacumulación, la sobreaplicación y la escorrentía, los plaguicidas fluyen hacia el ecosistema fuera de la finca, lo que causa reducciones secundarias en la biodiversidad del ambiente circundante (Carson 1962; Steingraber 1997; Tilman *et al.* 2002). La intensificación de la agricultura a nivel de paisaje lleva a la homogeneización del ecosistema dentro de las fincas y a través de grandes áreas e incluso de regiones (Wolman y Fournier 1987, en Swift *et al.* 1995).

Un enfoque centrado en la matriz

Debido a lo anterior, nos encontramos ante un dilema. Por razones ecológicas es probable que la ideología del preservacionista no sea exitosa a largo plazo, aunque provea de un cierto solaz temporal al que busca “tierras vírgenes inexploradas”. Además, por razones ecológicas, el modelo de agricultura productivista ha conducido a enormes problemas ambientales. Si tal modelo se expandiera, a fin de reservar más área para la conservación, tal vez llevaría a una mayor degradación ambiental. ¿Cuál, entonces, podría ser una estrategia válida para la conservación de la biodiversidad, dado este dilema? Una posibilidad podría contemplar un cambio de enfoque con respecto a las áreas protegidas de la matriz dentro de la cual están situadas. Existen tres razones teóricas principales para esto: 1) con frecuencia la matriz puede ser, en sí misma, un reservorio importante de biodiversidad; 2) la matriz puede proveer caminos de migración de un fragmento a otro; y 3) la agricultura no es una actividad permanente.

La matriz es un reservorio de biodiversidad

La matriz agrícola puede contener una cantidad sustancial de biodiversidad, como ha sido mostrado en el caso de los sistemas tradicionales de café bajo sombra y el denominado caucho selvático (Gouyon *et al.* 1993; Perfecto *et al.* 1996; Greenberg *et al.* 1997; Moguel y Toledo 1999; Williams *et al.* 2001; Joshi *et al.* 2002; Jones *et al.* 2003; Armbrrecht y Perfecto 2003; Gouyon 2003), o muchos otros ejemplos ahora bien documentados en la literatura (p. ej. Andow 1991a, 1991b; De Jong 1997; Matson *et al.* 1997; Griffith 2000; Schroth *et al.* 2004). Mientras que la naturaleza exacta de las especies encontradas en la matriz puede no ser la misma que las encontradas en el hábitat nativo, y la matriz puede contener muchas especies fugitivas u oportunistas, hasta el momento todos los estudios parecen corroborar que ciertas matrices son de “alta calidad” en relación con la biodiversidad que contienen.

El “humor” de los prejuicios de muchos conservacionistas refleja algo de un “fuego” subyacente. Un examen casual de la matriz de un país desarrollado

produce decepción por la biodiversidad que contiene; esto incluye desde los arrozales en Japón hasta los trigales en Ucrania y desde las plantaciones de tulipanes en Holanda hasta los viñedos en California. Aun así, es bien conocido que el hábitat del borde del bosque es un lugar excelente para avistar aves y otra biodiversidad y que las plantaciones rústicas de café en México contienen la misma biodiversidad en el dosel de los árboles que un bosque natural (Greenberg *et al.* 1997). Los insectos muestreados en las fincas tradicionales tropicales pueden originar registros de biodiversidad que están cercanos a aquellos de los bosques cercanos, mientras que muestreos similares en plantaciones de azúcar inundadas de plaguicidas, envenenadas con nitratos y cultivadas de forma mecánica registran apenas un poco más biodiversidad que las hormigas de fuego (Perfecto *et al.* 1997). Parece haber poca duda acerca de que algunos tipos de ecosistema poseen grandes cantidades de biodiversidad, mientras que otros no poseen, prácticamente, ninguna.

El hecho de que la matriz es un reservorio de biodiversidad ha sido presentado como un esquema teórico en la literatura agroecológica (ej. Swift y Anderson 1995; Vandermeer y Perfecto 1997; Andow y Hidaka 1998; Vandermeer *et al.* 1998; Pretty 2002). El esquema es el gradiente de intensificación desde los sistemas “menos” intensos y más tradicionales (como el café rústico o el caucho selvático o los sistemas agroforestales tradicionales) a los agroecosistemas modernos muy “intensivos”, basados en agroquímicos. Algunos autores han objetado el uso de la palabra “intensificación” en este contexto, pero la mayoría de los sistemas tradicionales con frecuencia se manejan “intensamente” (en términos de la densidad de actividad agrícola en tiempo o espacio), aunque los insumos externos industriales sean mínimos. A manera de una burda ilustración de una idea cualitativa, creemos que es apropiado considerar el “gradiente de intensificación” como el que se extiende desde los sistemas más tradicionales y libres de insumos hasta aquellos que son muy dependientes de agroquímicos, labranza y otras formas de manejo moderno. Con esta idea cualitativa general podemos preguntarnos ¿cuáles son las consecuencias para la biodiversidad de cambiar por un sistema a lo largo de este gradiente?

Si bien en los últimos años se ha publicado literatura con este enfoque, desafortunadamente, en el pasado la mayoría de los estudios sobre biodiversidad se centraron en hábitats “naturales”. Tal ubicación prejudicial de los sitios de estudio impide cualquier generalización fehaciente. De hecho, con base en los pocos estudios que se han elaborado podemos decir que, en términos generales, la biodiversidad se reduce con la intensificación agrícola; pero la forma exacta de esa reducción depende en gran medida de la especie en cuestión (Roth *et al.* 1994; Swift *et al.* 1996; Perfecto y Snelling 1995; Perfecto *et al.* 1997; Burel *et al.* 1998; Daily *et al.* 2001; Steffan-Dewenter 2002; Armbrecht *et al.* 2004). Por ejemplo, la reducción de la diversidad de hormigas forrajeras del suelo es más dramática durante los estadios tardíos del proceso de intensificación del café, pero

la reducción en la diversidad de mariposas es dramática más temprano en el gradiente de intensificación (tal vez porque en plantaciones de café muy diversas se remueve gran parte del sotobosque, donde se encuentran las plantas que sirven de alimento a muchas mariposas especialistas; Perfecto y Snelling 1995; Perfecto *et al.* 2003).

Existe, también, una cada vez más abundante literatura que examina casos donde la biodiversidad planeada (intencional) es comparada con la biodiversidad asociada (no intencional), tanto en sistemas agrícolas convencionales como alternativos. La regla general parece ser que una biodiversidad planeada tiene un mayor efecto positivo sobre la biodiversidad asociada dentro de la matriz agroecológica, así como dentro de los fragmentos locales de bosques naturales embebidos dentro de la matriz. Por ejemplo, Armbrrecht *et al.* (2004) encontraron que un conjunto diverso de ramas producía una mayor diversidad de especies de hormigas que anidan en ellas, sin importar la identidad de las especies de árboles. Basados en una revisión de más de treinta estudios sobre biodiversidad y funcionamiento de ecosistemas, Vandermeer *et al.* (2002) concluyeron que existe una asociación positiva entre la biodiversidad planeada y la asociada, al menos para vertebrados, artrópodos y plantas no cultivables. La relación entre la biodiversidad microbiana asociada y la planeada no resulta clara, por lo que se encuentran asociaciones tanto positivas como negativas o insignificantes (Wardle *et al.* 1997; Hooper *et al.* 2000). Se ha encontrado que los hábitats de borde vertical complejos (p. ej. la biodiversidad estructural englobada por una combinación de árboles altos, arbustos y lianas) sustentan una rica diversidad de especies de aves (Hughes *et al.* 2002). Luck y Daily (2003) sugieren que los cambios en el uso de la tierra tendientes a aumentar la biodiversidad planeada en la zona rural de Costa Rica sustentarían una avifauna diversa que podría, a su vez, contribuir sustancialmente a la dispersión de las plantas del bosque tropical (con lo que se fomenta una mayor biodiversidad asociada). De manera similar, Beecher *et al.* (2002) y Petit y Petit (2003) encontraron que las plantaciones de café bajo sombra y los maizales orgánicos tenían mayor riqueza de especies de aves y resultaron más valiosos para conservar la biodiversidad que los sistemas convencionales.

Un aspecto relacionado con la biodiversidad es que la matriz, en sí misma, puede proveer de refugio a especies que de otra manera podría extinguirse a causa de la pérdida de hábitat. Por ejemplo, en nuestros estudios en Chiapas, México, encontramos a la hormiga *Gnaptogenys sulcata* solo en plantaciones de café, donde es bastante común, y nunca en los bosques aledaños. No sabemos con exactitud por qué, pero sospechamos que esta especie solía encontrarse a menores elevaciones, mientras que ahora existe a elevaciones un poco más altas solo en plantaciones de café cuyo dosel, menos denso, permite la penetración de los rayos solares que entibian y secan el ambiente, lo que puede transformar el hábitat lo suficiente como para que se parezca al bosque de elevaciones más bajas que constituía el hábitat original de la especie. Dado que esos bosques han

dejado de existir, las plantaciones de café pueden ser los únicos reservorios para esta especie en particular. En ese mismo sentido, Hansen y Rotella (2002) encontraron que las áreas que rodean al Parque Nacional Yellowstone, en el noroeste de América del Norte, pueden ser más significativas para proveer de hábitat a las especies de aves que las tierras dentro del mismo parque. Otro ejemplo fue encontrado en la República Checa, donde varias especies de pequeñas plantas herbáceas existen solo en paisajes cultivados que, se presume, fueron transportadas desde sus llanuras nativas, las cuales se han convertido a la agricultura intensiva (Münzbergová, comentario personal).

Migración de fragmento a fragmento

Además de funcionar como reservorios directos de biodiversidad, sospechamos que muchos hábitats fragmentados ahora contienen especies que funcionan como metapoblaciones, como se sugirió más arriba. Si este es el caso, el equilibrio proporcional de ocupación de los fragmentos se espera que sea $(1 - e/m)$, donde e es la tasa de extinción y m es la tasa de migración (de acuerdo con el modelo original de Levins 1970). Si m se acerca a e , ocurre una extinción a nivel de paisaje. ¿Qué determina m en esta situación? Es obvio que la probabilidad de que un organismo viaje de un parche a otro depende de la naturaleza del área a través de la cual debe viajar y esa área, en ese contexto, es la matriz. Se puede considerar una matriz de alta calidad a aquella que permite una fácil migración de un parche a otro; lo que significa que, aunque una especie no pueda ser capaz de sobrevivir en la matriz, con frecuencia se dará el caso de que debe migrar a través de dicha matriz para mantener en funcionamiento la dinámica de la metapoblación. Para las hormigas forrajeras del suelo y las hormigas de la hojarasca se ha demostrado que los agroecosistemas cafetaleros con formas más tradicionales de producción permiten una mejor calidad de la matriz, debido a que el potencial para migrar fuera de los parches de hábitat nativo es mayor que en el sistema moderno intensivo más convencional (Perfecto y Vandermeer 2002; Armbrrecht y Perfecto 2003).

La función de la matriz como medio a través del cual debe ocurrir la migración o dispersión de los organismos entre fragmentos de hábitat natural, es reminiscente en el debate sobre los corredores (Simberloff y Cox 1987; Simberloff *et al.* 1992; Mann y Plummer 1993, 1995; Berggren *et al.* 2002; Tewksbury *et al.* 2002; Kirchner *et al.* 2003). Hasta cierto punto, dicho debate parece haber sucumbido y la mayoría de los biólogos de la conservación no creen que los corredores, al menos en su formulación original, sean en realidad eficaces en la conservación de la biodiversidad. Por otro lado, una matriz de alta calidad puede funcionar muy bien de la manera en que se esperaba que funcionaran los corredores, lo que conduce a una mayor riqueza en los fragmentos y a un aislamiento menos efectivo de los parches (Vandermeer y Carvajal 2001; Fahrig 2001; Ricketts 2001; Steffan-Dewenter 2002).

La agricultura como actividad temporal

La agricultura no es eterna. En la actualidad una gran parte del Neotrópico está formado por un paisaje de parches de diferentes clases de agricultura, constituyendo una matriz tanto con agricultura activa como con áreas en diferentes estados de abandono. Es poco común que una porción de tierra dada tenga la capacidad de producir a perpetuidad, en especial en las planicies tropicales; esta es la razón fundamental por la que tantas culturas han desarrollado alguna forma de agricultura migratoria. Más aún, las dinámicas migratorias urbana/rural se encuentran cautivas de las vicisitudes de las fuerzas socioeconómicas (p. ej. en la actualidad hay un abandono masivo de las tierras agrícolas en México, como consecuencia de la imposición del modelo neoliberal en ese país; de manera similar, en los últimos cuarenta años Brasil ha pasado de una población que era dos tercios rural a una que es tres cuartos urbana; mientras que, por el contrario, Cuba está en la actualidad volviéndose a “ruralizar”, debido a sus políticas agrícolas). Esto indica que los agroecosistemas son muy dinámicos y que el tema de la sucesión posagrícola se vuelve definitivo para comprender los mosaicos paisajísticos. Se puede esperar que la matriz sea un mosaico de formas de producción agrícola, o que configure diferentes estadios de sucesión agrícola, lo que sería incluso más relevante.

Entender la mezcla de cualidades de la matriz requiere de una comprensión de la sucesión posagrícola, no solo de las particularidades de lo que le sucede a una pastura, por ejemplo, cuando es abandonada, sino de la naturaleza del impacto que tiene la agricultura practicada sobre los detalles de los patrones sucesionales (de Jong 1997; Fischer y Vasseur 2000). De hecho, se ha demostrado que el patrón sucesional posabandono es dramáticamente diferente en el caso de la agroforestería de corte y quema o la tradicional, comparada con una pastura o una agricultura moderna intensiva (Griffith 2000; Ferguson *et al.* 2003). Estudios acerca del comportamiento de varios elementos de la biodiversidad, tanto en términos del agroecosistema en sí mismo como en el proceso sucesional de la posagricultura, serán cruciales para comprender los detalles de la calidad de la matriz. Por desgracia, tales estudios son escasos.

Conclusiones e implicaciones

A través de esta rápida revisión hemos presentado el argumento de que la conservación necesita ser reenforcada fuera de las áreas protegidas y hacia la matriz en la cual están situados los fragmentos de los hábitats nativos. Las razones para este cambio necesario están basadas en los avances en investigación ecológica y no se apoyan en los argumentos prácticos de cómo podrían ser mejor preservadas las áreas. En esta revisión no hemos argumentado a favor ni en contra de la idea de que la gente local necesita involucrarse en los

programas de conservación, como una cuestión práctica para que los mismos sean exitosos. Nuestro argumento es que la matriz necesita ser nuestro centro focal, a la luz de lo que ahora sabemos acerca de los patrones de extinción en fragmentos pequeños, dinámicas de metapoblación, patrones de biodiversidad en agroecosistemas, patrones migratorios de varios organismos y de la sucesión posagrícola. Pero un enfoque en la matriz implica una articulación con el debate acerca de la naturaleza del desarrollo en el contexto agrícola y, más específicamente, rechazar el paradigma de que existe un conflicto básico entre desarrollo y conservación.

Mientras este conflicto puede verse en la literatura del pasado y en un reducido número de investigadores y profesionales contemporáneos (p. ej. Soulé y Simberloff 1986; MacNeil 1990; Pimm y Lawton 1998; Easterly 2001; Kaiser 2001; Lomborg 2001; Haight *et al.* 2002; Rodrigues y Gaston 2002; Dorward *et al.* 2003; Liu *et al.* 2003; Christopoulos y Tsionas 2004), y tal vez en la administración estatal y provincial, sobre todo a altos niveles, en la actualidad es común aceptar que el desarrollo económico y la conservación no pueden ser tratados de manera separada, como fue reconocido en el influyente trabajo de Harvey (1974; ver también, Agarwal 1988; Costanza y Daly 1992; Arrow *et al.* 1995; Agarwal 1997; Agrawal y Gibson 1999; World Commission on Dams 2000; Laurance *et al.* 2001; Mészáros 2001; Haenn 2002; Piniero 2002; Pretty 2003; Asafu-Adjaye 2003; Barbier 2003; Khagram 2003; York *et al.* 2003). A pesar de esta conciencia, es usual observar que este nuevo esquema de desarrollo sostenible se utiliza como un gran manto para encubrir la realización de “negocios de siempre”, que procuran el desarrollo económico “a toda costa” (Faber 1992; Escobar 1995). Otros que han reconocido esta dificultad aseguran que (solamente) el continuo crecimiento económico permitiría a las naciones alcanzar un futuro en el cual puedan “afrentar” la conservación (una extensión del razonamiento de la denominada curva ambiental de Kuznets, siguiendo a Selden y Song 1994). De este modo, ya sea de forma implícita o explícita, el debate sobre si preservar o desarrollar todavía domina el pensamiento de aquellos que buscan la conservación, tanto como de quienes procuran el desarrollo. En vez de acusar a los conservacionistas de considerar a la naturaleza por encima de los humanos y a los agentes de desarrollo de considerar a las ganancias por encima de la naturaleza, el debate en realidad consiste en si la conservación y el desarrollo pueden avanzar simultáneamente, o si la conservación debe proceder solo después del desarrollo. Este debate se presenta en todo el mundo y muestra pocos signos de solución, dadas las apasionadas perspectivas políticas a ambos lados del tema.

A pesar de todo, la perspectiva dominante del pasado de dejar algo del “Edén” natural en la forma de refugios a cambio del desarrollo ilimitado en el resto del mundo ha cambiado, para proveer algún reconocimiento a las necesidades de aquellos que viven en o cerca de áreas protegidas. La difícil posición de estas personas (a menudo indígenas) los pone del lado de todos y de

nadie a la vez. Ellos pueden ser vistos como obstáculos para el desarrollo, como guardianes o profanadores del Edén o, con mucho menor frecuencia, como actores independientes e iguales, sin un lugar obvio en el esquema actual del desarrollo internacional y de la conservación. Dentro de este esquema, en vez de dividir el mundo en un Edén de reservas naturales y un desarrollo común y desacreditado, el modelo de desarrollo neoliberal predominante en la actualidad intenta llevar adelante un “desarrollo con conservación” o desarrollo sostenible. Reservas extractivas, proyectos de represas, agroforestería, cosecha sostenible... Los agentes de desarrollo han logrado vender la idea de un Edén manejado por sus guardianes “naturales” (quienes en ocasiones deben ser “instruidos” en sus roles correctos): los conservacionistas; a cambio de la libertad para desarrollar un mundo externo que necesita los recursos de ese Edén para poder continuar con su crecimiento económico (Stern *et al.* 1996; Stern 1997; Roddick 1999; Brown y Rosendo 2000; Loker 2000; Gutman 2003; Liu *et al.* 2003). Esta extraña alianza funciona para mantener la idea insostenible de crecimiento y desarrollo ilimitados a cambio de algunos sitios limitados para “preservar” la diversidad del mundo.

Por otro lado, un enfoque sobre la matriz basado solo en consideraciones ecológicas implica una articulación entre las comunidades humanas que viven allí. En general, comprender la naturaleza de la matriz requiere de una gran cantidad de conocimiento ecológico y la intervención en la matriz requiere impartir ese conocimiento ecológico a las personas que, en definitiva, serán responsables de dicha intervención. Pero, ¿qué métodos pueden ser utilizados para categorizar y sistematizar la inmensa cantidad de conocimiento ecológico contemporáneo, de manera que pueda ser utilizado en múltiples niveles locales? Una forma de ordenar el conocimiento local es que, primero, ellos mismos examinen el proceso ecológico y, segundo, que se examine el conocimiento que tenemos acerca de esos procesos.

Los procesos ecológicos son generales, pero sus detalles son locales. Las malezas compiten con los cultivos; este es un fenómeno ecológico general. En un jardín en Nicaragua, por ejemplo, son los juncos los que más compiten contra el maíz, mientras que las enredaderas glorias mañaneras y las plantas de heliconia que pueden parecer malezas a primera vista, en realidad son beneficiosas, porque a largo plazo mantienen el terreno libre de juncos (Schreder 1995). Los depredadores comen su presa en todos los ecosistemas, pero ¿cuál depredador y cuál presa dependen de las condiciones locales? En sí misma es una regla establecida que en ecología las reglas locales particulares pueden anular a las generales: un hecho que no deja de frustrar nuestros intentos de descubrir principios ecológicos generales que sean significativos.

De la misma manera en que las fuerzas ecológicas son a la vez generales y locales, nuestro conocimiento acerca de esas fuerzas es también tanto general como local. La íntima experiencia de los productores locales no puede ser igualada por el conocimiento generalizado del ecólogo, ni el sofisticado entrenamiento del

ecólogo puede ser igualado por el conocimiento basado en la experiencia de un productor local. Así, por ejemplo, los residentes de un valle pequeño en Cuba observaron que los árboles crecen hacia el viento (Levins *com. pers.*). Este valle en particular está ubicado de manera que las montañas alledañas bloquean el sol durante la mayor parte del día, excepto cuando aparece a través del mismo paso de montaña que permite el acceso al valle de las brisas diarias. Así, los árboles que, de acuerdo con el principio ecológico, se esfuerzan por conseguir más luz, de hecho crecen hacia el viento, como indica el conocimiento local. Este ejemplo, quizá un tanto impertinente, no pretende más que mostrar que los residentes locales con frecuencia tienen un conocimiento íntimo de las fuerzas ecológicas que los rodean. Esto es evidente en los métodos y en las experiencias de productores tradicionales e indígenas en todo el globo, quienes, sin lugar a dudas, serían capaces de proveer miles de historias como esa. A menudo tal experiencia se limita a un grupo relativamente reducido, tanto geográfica como intelectualmente, lo que hace improbable que ellos vean su conocimiento en el contexto más amplio de un ecólogo profesional. El ecólogo puede encontrar desconcertante el manejo de circunstancias locales relacionadas con dicho contexto, y puede ser incapaz de apreciar la riqueza proveniente del conocimiento detallado que el productor local asume con naturalidad. Si el conocimiento local va a formar parte del proceso de planificación de la conservación, un prerequisite obvio para el desarrollo de una matriz de alta calidad es que la gente que posee el conocimiento sea parte del proceso de planeación. Nosotros vemos el actual enfoque del desarrollo basados en la descentralización y el compromiso local, como parte esencial de la conservación efectiva en términos del conocimiento ecológico, y apoyamos el enfoque de cooperación de buena fe con grupos locales, basados en el reconocimiento de que distintas formas de conocimiento son necesarias y útiles.

Estas observaciones revisten un interés especial a la luz de los objetivos globales de la conservación. Los agrónomos tradicionales han provisto enormes conocimientos al desarrollo de los principios agroecológicos. En la actualidad hay un resurgimiento del interés de los agricultores tradicionales en el tema de la conservación. De hecho, nuestra experiencia indica que los pequeños productores en los trópicos con frecuencia se sorprenden al escuchar que los conservacionistas los consideran como los enemigos de la conservación. Grupos organizados, como la Vía Campesina (coalición de más de 100 organizaciones de pequeños productores de todo el mundo), tienen un rol activo en la planificación de las actividades de conservación. El Movimiento de Trabajadores Rurales Sin Tierra de Brasil (MST), de forma activa incentiva y enseña lo que ellos denominan agroecología (Wright y Wolford 2003): principios de biodiversidad y agricultura sostenible basados, en parte, en el trabajo de agroecólogos como Miguel Altieri (2002) y Stephen Gliessman (1998), entre otros (p. ej. Jackson 1985; Carroll *et al.* 1990). Incluso pequeños grupos armados revolucionarios poseen una actitud de conservación pro naturaleza, como el Ejército Zapatista de

Liberación Nacional (Schwind 2003). En estos días no es raro escuchar a pequeños productores de los trópicos hablar de su “programa de conservación” con el mismo entusiasmo con que hablan de su producción (no con las mismas palabras de la elite conservacionista, pero sí sustentados en las mismas ideas). De hecho, en la reciente reunión de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la Conservación (2003), Wilson Campos, un líder de Vía Campesina en Costa Rica, habló del rol tradicional que asumen los pequeños productores de resistir la embestida de las grandes compañías bananeras y de los madereros ilegales, sobre todo porque ven la necesidad de preservar el ambiente para el futuro. Al contrario, resulta poco común escuchar a un agrónomo que trabaja para una compañía bananera grande o para una plantación de azúcar, hablar de sus planes para alterar las técnicas de producción a fin de ayudar a preservar la biodiversidad; y menos aún a los ejecutivos de las compañías que conducen tales negocios (a los inversionistas tal vez no les gustaría).

Así, hemos discutido que la atención a la condición de la matriz agroecológica, donde mucha de la biodiversidad del mundo reside o interactúa, es un enfoque necesario como parte de las medidas efectivas de conservación. Preservar fragmentos de hábitats cercados “para protegerlos de la molesta raza humana” no es la opción más deseable ni la más defendible para la conservación. De hecho, investigaciones recientes en las ciencias sociales también enfatizan la idea de que el compromiso local es vital para el éxito de las medidas de conservación. Agréguese a esto el argumento presentado en este capítulo en el sentido de que la investigación ecológica implica que la conservación de la biodiversidad será difícil o imposible de alcanzar sin un genuino involucramiento local, como parte de la comprensión de la importancia de la matriz. Considerada en conjunto, esta investigación representa un fuerte llamado a adoptar una propuesta que integre los fragmentos del hábitat con el uso de la tierra en la matriz que los rodea, para así lograr una integración de las necesidades, los intereses y el conocimiento humanos locales con los intereses de la conservación. No debemos aceptar programas que pretendan menos, si es que estamos en verdad comprometidos con la conservación.

Agradecimiento

Se agradece a Analía Pugner, por la traducción de este artículo.

Referencias

- Agarwal, B. 1988. Neither Sustenance nor Sustainability: Agricultural Strategies, Ecological Degradation and Indian Women in Poverty. en B. Agarwal, editor. Structures of Patriarchy. Kali for Women, New Delhi.
- Agarwal, B. 1997. Gender, environment, and poverty interlinks: Regional variations and temporal shifts in rural India, 1971-91. *World Development* 25:23.
- Agarwal, A y C. C. Gibson. 1999. Enchantment and disenchantment: The role of community in natural resource conservation. *World Development* 27:629.
- Altieri, M. A. 1983. Vegetational Designs for Insect-Habitat Management. *Environmental Management* 7:3-7.
- Altieri, M. A. 1990. Why study traditional agriculture? Páginas 551-564 en C. R. Carroll; J. H. Vandermeer y P. Rosset, editores. *Agroecology*. McGraw-Hill Publishing Company, New York.
- Altieri, M. A. 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93:1-24.
- Altieri, M. A. y M. Liebman. 1986. Insect, weed, and plant disease management in multiple cropping systems. Páginas 183-218 en C. A. Francis, editor. *Multiple cropping systems*. Macmillan, New York.
- Altieri, M. A. y W. H. Whitcomb. 1979. Manipulation of Insect Populations through Seasonal Disturbance of Weed Communities. *Protection Ecology* 1:185-202.
- Andere, D. K.; J. G. Stelfox y S. W. Mbogua. 1980. Distributions and densities of livestock and wild herbivores in the rangelands of Kenya. Technical Report. Kenya Rangeland Ecological Monitoring Unit, Nairobi, Kenya.
- Andow, D. A. 1991a. Yield Loss to Arthropods in Vegetationally Diverse Agroecosystems. *Environmental Entomology* 20:1228-1235.
- Andow, D. A. 1991b. Vegetational Diversity and Arthropod Population Response. *Annual Review of Entomology* 36:561-586.
- Andow, D. A. y K. Hidaka. 1998. Yield loss in conventional and natural rice farming systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 70:151-158.
- Andrén, O.; K. Paustian y T. Rosswall. 1988. Soil biotic interactions in the functioning of agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 4:57-67.
- Angelsen, A. y D. Kaimowitz, editores. 2001. *Agricultural technologies and tropical deforestation*. CABI Publishing, Wallingford, UK; New York, NY.
- Armbrecht, I. e I. Perfecto. 2003. Litter-twig dwelling ant species richness and predation potential within a forest fragment and neighboring coffee plantations of contrasting habitat quality in Mexico. *Agriculture*

- Ambrecht, I.; I. Perfecto y J. Vandermeer. 2004. Enigmatic biodiversity correlations: Ant diversity responds to diverse resources. *Science* 304:284-286.
- Arrow, K. J.; B. Bolin y R. Costanza. 1995. Economic growth, carrying capacity, and the environment. *Science* 268:520-521.
- Asafu-Adjaye, J. 2003. Biodiversity loss and economic growth: A cross-country analysis. *Contemporary Economic Policy* 21:173-185.
- Barbier, E. B. 2003. Habitat-fishery linkages and mangrove loss in Thailand. *Contemporary Economic Policy* 21:59-77.
- Baskin, Y. 1994. Wildlife Conservation-There's a New Wildlife Policy in Kenya - Use It or Lose It. *Science* 265:733-734.
- Beecher, N. A.; R. J. Johnson; J. R. Brandle; R. M. Case y L. J. Young. 2002. Agroecology of birds in organic and non organic farmland. *Conservation Biology* 16:1620-1631.
- Berggren, A.; B. Birath y O. Kindvall. 2002. Effect of Corridors and Habitat Edges on Dispersal Behavior, Movement Rates, and Movement Angles in Roesel's Bush-Cricket (*Metrioptera roeseli*). *Conservation Biology* 16:1562-1569.
- Biederbeck, V. O.; C. A. Campbell; H. Ukrainetz; D. Curtin y O. T. Bouman. 1996. Soil microbial and biochemical properties after ten years of fertilization with urea and anhydrous ammonia. *Canadian Journal of Soil Science* 76:7-14.
- Brooks, T. M.; M. I. Bakarr; T. Boucher; G. A. B. da Fonseca; C. Hilton-Taylor; J. M. Hoekstra; T. Moritz; S. Olivieri; J. Parrish; R. L. Pressey; A. S. L. Rodrigues; W. Sechrest; A. Stattersfield; W. Strahm y S. N. Stuart. 2004. Coverage provided by the global protected-area system: Is it enough? *BioScience* 54:1081-1091.
- Brown, K. y S. Rosendo. 2000. Environmentalists, rubber tappers and empowerment: The politics and economics of extractive reserves. *Development and Change* 31:201-227.
- Burel, F.; J. Baudry; A. Butet; P. Clergeau; Y. Delettre; D. Le Coeur; F. Dubs; N. Morvan; G. Paillat; S. Petit; C. Thenail; E. Brunel y J. C. Lefeuvre. 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta ecológica* 19:47-60.
- Buttel, F. H. 1990. Social relations and the growth of modern agriculture. Páginas 113-145 en C. R. Carroll; J. H. Vandermeer y P. Rosset, editores. *Agroecology*. McGraw-Hill Publishing Company, New York.
- Butts, R. A.; K. D. Floate; M. David; R. E. Blackshaw y P. A. Burnett. 2003. Influence of intercropping canola or pea with barley on assemblages of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Environmental Entomology* 32:535-541.
- Campbell, C. A.; V. O. Biederbeck; R. P. Zentner y G. P. Lafond. 1991. Effect of crop rotations and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration in a thin black chernozem. *Canadian Journal of Soil Science* 71:363-376.

- Campbell, C. A.; A. P. Moulin; K. E. Bowrew; H. H. Janzen; L. Townleysmith y V. O. Biederbeck. 1992. Effect of crop rotations on microbial biomass, specific respiratory activity and mineralizable nitrogen in a black chernozemic soil. *Canadian Journal of Soil Science* 72:417-427.
- Carroll, C. R.; J. H. Vandermeer y P. Rosset, editores. 1990. *Agroecology*. McGraw-Hill Publishing Company, New York.
- Carson, R. 1962. *Silent Spring*. Houghton Mifflin, Boston.
- Ceccarelli, S.; S. Grando y R. H. Booth. 1995. Are small farmers too small or are international breeding programs too large? Manuscrito no publicado en W. W. Collins y C. O. Qualset, editores. *Biodiversity in Agroecosystems*. Título del capítulo del libro: Local management of biodiversity in traditional agroecosystems, by R. Rhoades y V. Nazarea. CRC Press, Boca Raton.
- Christopoulos, D. K. y E. G. Tsionas. 2004. Financial development and economic growth: evidence from panel unit root and co-integration tests. *Journal of Development Economics* 73:55-74.
- Costanza, R. y H. E. Daly. 1992. Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology* 6:37-46.
- Daily G. C.; P. R. Ehrlich y G. A. Sánchez-Azofeifa. 2001. Countryside biogeography: Use of human-dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecological Applications* 11:1-13
- De Jong, W. 1997. Developing swidden agriculture and the threat of biodiversity loss. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 62:187-197.
- Demkina, T. S. y N. D. Anan'eva. 1998. The influence of long-term fertilizer application on the respiration activity and resilience of soil microbial communities. *Eurasian Soil Science* 31:1256-1263.
- Diamond, J. M. y R. M. May. 1981. Island biogeography and the design of natural reserves. Páginas 228-252 en R. M. May. *Theoretical Ecology* (3ed). Blackwell, Oxford.
- Dorward, A.; N. Poole; J. Morrison; J. Kydd e I. Urey. 2003. Markets, Institutions and Technology: Missing Links in Livelihoods Analysis. *Development Policy Review* 21:319-332.
- Easterly, W. R. 2001. *The elusive quest for growth: economist's adventures and misadventures in the tropics*. MIT Press, Cambridge, Mass.
- Emmerling, C.; T. Udelhoven y D. Schroder. 2001. Response of soil microbial biomass and activity to agricultural de-intensification over a 10 year period. *Soil Biology & Biochemistry* 33:2105-2114.
- Engels, K. A.; M. Becker; J. C. G. Ottow y J. K. Ladha. 1995. Influence of phosphorus or phosphorus-potassium fertilization on biomass and dinitrogen fixation of the stem-nodulating green-manure legume *Sesbania sostrata* in different marginally productive wetland rice soils. *Biology and Fertility of Soils* 20:107-112.
- Escobar, A. 1995. *Encountering development: the making and unmaking of the Third World*. Princeton University Press, Princeton, N. J.

- Ewel, J. J.; M. J. Mazzarino y C. W. Berish. 1991. Tropical soil fertility changes under monocultures and successional communities of different structures. *Ecological Applications* 1:289-302.
- Faber, D. 1992. Imperialism, Revolution, and Ecological Crisis of Central America. *Latin American Perspectives* 19:17-44.
- Fageria, N. K. 1992. Maximizing crop yields. Marcel Dekker, New York.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100:65-74.
- Ferguson, B. G.; J. H. Vandermeer; H. Morales y D. M. Griffith. 2003. Post-Agricultural Succession in El Peten, Guatemala. *Conservation Biology* 17:818-828.
- Ferraz, G.; G. J. Russell; P. C. Stouffer, R. O. Bierregaard, Jr.; S. L. Pimm y T. E. Lovejoy. 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *PNAS* 100:14069-14073.
- Ferrier, S.; G. V. N. Powell; K. S. Richardson; G. Manion; J. M. Overton; T. F. Allnutt; S. E. Cameron; K. Mantle; N. D. Burgess; D. P. Faith; J. F. Lamoreux; G. Kier; R. J. Hijmans; V. A. Funk; G. A. Cassis; B. L. Fisher; P. Flemons; D. Lees; J. C. Lovett y R. S. A. R. Van Rompaey. 2004. Mapping more of terrestrial biodiversity for global conservation assessment. *Bioscience* 54:1101.
- Ferris, V. R. y J. C. Ferris. 1974. Inter-relationships between nematode colonization and succession in disturbed soil using the Maturity Index. *Biology and Fertility of Soils* 1:275-299.
- Finegan, B. y R. Nasi. 2004. The biodiversity and conservation potential of shifting cultivation landscapes. Páginas 153-197 en G. Schroth; G. A. B. da Fonseca; C. A. Harvey; C. Gascon; H. L. Vasconcelos y A.-M. N. Izac, editores. 2004. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press, Washington, D. C.
- Fischer, A. y L. Vasseur. 2000. The crisis in shifting cultivation practices and the promise of agroforestry: A review of the Panamanian experience. *Biodiversity and Conservation* 9:739-756.
- Fresco, L. 2003. "Which road do we take?" Harnessing genetic resources and making use of life sciences, a new contract for sustainable agriculture. Página 8 en EU Discussion Forum "Towards Sustainable Agriculture for Developing Countries: Options from Life Sciences and Biotechnologies", Brussels.
- Gilpin, M. E. y J. M. Diamond. 1980. Subdivision of nature reserves and the maintenance of species diversity. *Nature* 285:567-568.
- Gliessman, S. R. 1998. *Agroecology: Ecological processes in sustainable agriculture*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Goetz, S. J.; T. Jaksch y R. Siebert. 2001. *Agricultural transformation and land use in Central and Eastern Europe*. Ashgate, Aldershot.
- Gouyon, A. 2003. Eco-certification as an incentive to conserve biodiversity in rubber smallholder agroforestry systems: A preliminary study. World Agroforestry Centre (ICRAF), Bogor, Indonesia.

- Gouyon, A.; H. de Foresta y P. Levang. 1993. Does “jungle rubber” deserve its name? An analysis of rubber agroforestry systems in Southeast Sumatra. *Agroforestry Systems* 22:181-206.
- Greenberg, R.; P. Bichier; A. Cruz Angon y R. Reitsma. 1997. Bird populations in shade and sun coffee plantations in central Guatemala. *Conservation Biology* 11:448-459.
- Griffith, D. M. 2000. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity after fire. *Conservation Biology* 14:325-326.
- Gunapala, N.; R. C. Venette; H. Ferris y K. M. Scow. 1998. Effects of soil management history on the rate of organic matter decomposition. *Soil Biology & Biochemistry* 30:1917-1927.
- Gurr, G. M.; S. D. Wratten y J. M. Luna. 2003. Multifunction agricultural biodiversity: pest management and other benefits. *Basic and Applied Ecology* 4:107-116.
- Gutman, P. 2003. What did WSSD accomplish? An NGO perspective. *Environment* 45:20-26.
- Haenn, N. 2002. Nature regimes in southern Mexico: A history of power and environment. *Ethnology* 41:1-26.
- Haight, R. G.; B. Cypher y P. A. Kelly. 2002. Optimizing Habitat Protection Using Demographic Models of Population Viability. *Conservation Biology* 16:1386-1397.
- Hansen, A. J. y J. J. Rotella. 2002. Biophysical Factors, Land Use, and Species Viability in and around Nature Reserves. *Conservation Biology* 16:1112-1122.
- Harvey, D. 1974. Population, resources and the ideology of science. *Economic Geography* 50:256-177.
- Holden, S. T. 1993. The Potential of Agroforestry in the High Rainfall Areas of Zambia a Peasant Programming-Model Approach. *Agroforestry Systems* 24:39-55.
- Hooks, C. R. R.; R. R. Pandey y M. W. Johnson. 2003. Impact of avian and arthropod predation on lepidopteran caterpillar densities and plant productivity in an ephemeral agroecosystem. *Ecological Entomology* 28:522-532.
- Hooper, D. U.; D. E. Bignell; V. K. Brown; L. Brussaard; J. M. Dangerfield; D. H. Wall; D. A. Wardle; D. C. Coleman; K. E. Giller; P. Lavelle; W. H. van der Putten; P. C. de Ruiter; J. Rusek; W. L. Silver; J. M. Tiedje y V. Wolters. 2000. Interactions between aboveground and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: Patterns, mechanisms, and feedbacks. *Bioscience* 50:1049-1061.
- Hubbell, S. P. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Hughes, J. B.; G. C. Daily y P. R. Ehrlich. 2002. Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. *Ecology Letters* 5:121-129.

- Ives, A. R. y W. H. Settle. 1997. Metapopulation dynamics and pest control in agricultural systems. *American Naturalist* 149:220-246.
- Izac, A. M. 1996. Agricultural intensification, soil biodiversity and ecosystem function. The Biodiversity Economics Library. <http://www.biodiversityeconomics.org/incentives/960401-03.htm>. International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources.
- Jackson, W. 1985. *New roots for agriculture*. University of Nebraska Press, Lincoln, Nebraska.
- Jones D. T.; F. X. Susilo; D. E. Bignell; S. Hardiwinoto; A. N. Gillison y P. Eggleton. 2003. Termite assemblage collapse along a land-use intensification gradient in lowland central Sumatra, Indonesia. *Journal of Applied Ecology* 40:380-391.
- Joshi, L.; G. Wibawa; H. J. Beukema; S. E. Williams y M. van Noordwijk. 2002. Technological change and biodiversity in the rubber agroecosystem. Páginas 133-158 en J. H. Vandermeer, editor. *Tropical Agroecosystems: New Directions for Research*. CRC Press, Baton Rouge, Fl.
- Kaiser, J. 2001. Bold corridor project confronts political reality. *Science* 293: 2196-2199.
- Khagram, S. 2003. Neither temples nor tombs: A global analysis of large dams. *Environment* 45:28-35.
- Kirchner, F.; J.-B. Ferdy y C. Andalo. 2003. Role of corridors in plant dispersal: An example with the endangered *Ranunculus nodiflorus*. *Conservation Biology* 17:401-410.
- Laurance, W. F.; D. Pérez Salicrup y P. Delamonica. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* 82:105-116.
- Levins, R. 1970. Extinction. *Lectures on Mathematics in the Life Sciences* 2:75-107.
- Liu, J.; Z. Ouyang y S. L. Pimm. 2003. Protecting China's Biodiversity. *Science* 300:1240-1241.
- Loker, W. M. 2000. Sowing discord, planting doubts: Rhetoric and reality in an environment and development project in Honduras. *Human Organization* 59:300-310.
- Lomborg, B. 2001. *The skeptical environmentalist: Measuring the real state of the world*. Cambridge University Press.
- Long, C. L.; H. Li; Z. Q. Ouyang; X. Y. Yang; Q. Li y B. Trangmar. 2003. Strategies for agrobiodiversity conservation and promotion: a case from Yunnan, China. *Biodiversity and Conservation* 12:1145-1156.
- Loya-Ramírez, J. G.; J. L. García-Hernández; J. J. Ellington y D. V. Thompson. 2003. The impact of interplanting crops on the density predation of hemiptera predators. *Interciencia* 28:415-420.
- Luck, G. W. y G. C. Daily. 2003. Tropical countryside bird assemblages: Richness, composition, and foraging differ by landscape context. *Ecological Applications* 13:235-247.

- Lussenhop, J. 1981. Microbial and Microarthropod Detrital Processing in a Prairie Soil. *Ecology* 62:964-972.
- MacNeil, J. 1990. Sustainable Development, Economics, and the Growth Imperative, Background Paper # 3. Workshop on the Economics of Sustainable Development, Washington, D. C.
- Mann, C. C. y M. L. Plummer. 1993. The High Cost of Biodiversity. *Science* 260:1868-1871.
- Mann, C. C. y M. L. Plummer. 1995. Are Wildlife Corridors the Right Path. *Science* 270:1428-1430.
- Martínez, M. 2004. Ante invasión campesina, miskitos defienden tierras. *La Prensa* (Nicaragua). Febrero 8, 2004: 6A-7A.
- Matson, P. A.; W. J. Parton; A. G. Power y M. J. Swift. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277:504-509.
- McNeely, J. A. y S. J. Scherr. 2003. *Ecoagriculture: Strategies to feed the world and save biodiversity*. Island Press, Washington, D. C.
- Mészáros, I. 2001. The challenge of sustainable development and the culture of substantive equality. *Monthly Review*. New York, N. Y. 53:10-19.
- Moguel, P. y V. M. Toledo. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13:11-21.
- Neher, D. A. 1999. Soil community composition and ecosystem processes: Comparing agricultural ecosystems with natural ecosystems. *Agroforestry Systems* 45:159-185.
- Neher, D. A. y M. E. Barbercheck. 1999. Diversity and function of soil mesofauna. Páginas 27-47 en W. W. Collins y C. O. Qualset, editores. *Biodiversity in Agroecosystems*. CRC Press, Boca Raton.
- Newmark, W. D. 1995. Extinction of mammal populations in western North American national parks. *Conservation Biology* 9:512-526.
- O'Brien, T. G. y M. F. Kinnaird. 2003. Caffeine and conservation. *Science* 300:587-587.
- Perfecto, I.; A. Mas; T. Dietsch y J. Vandermeer. 2003. Conservation of biodiversity in coffee agroecosystems: a tri-taxa comparison in southern Mexico. *Biodiversity and Conservation* 12:1239-1252.
- Perfecto, I.; R. A. Rice; R. Greenberg y M. E. van der Voort. 1996. Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. *Bioscience* 46:598-608.
- Perfecto, I. y R. Snelling. 1995. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: Ants in coffee plantations. *Ecological Applications*: 1084-1097.
- Perfecto, I. y J. Vandermeer. 2002. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: Ants in coffee plantations in southern Mexico. *Conservation Biology* 16:174-182.
- Perfecto, I.; J. Vandermeer; P. Hanson y V. Cartin. 1997. Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. *Biodiversity and Conservation* 6:935-945.

- Petit, L. J. y D. R. Petit. 2003. Evaluating the importance of human-modified lands for neotropical bird conservation. *Conservation Biology* 17:687-694.
- Pimm, S. L. y J. H. Lawton. 1998. Planning for biodiversity. *Science* 279:2068-2069.
- Piniero, M. 2002. Biodiversity and marginality: Dilemma of economic development. PhD Dissertation. University of Georgia, Athens.
- Pinstrup-Andersen, P. 2002. Food and agricultural policy for a globalizing world: Preparing for the future. *American Journal of Agricultural Economics* 84:1201-1214.
- Pretty, J. 2002. *Agri-Culture: Reconnecting People, Land, and Nature*. Earthscan Publications Limited, London.
- Pretty, J. 2003. The Promise of a Sustainable Harvest. *Environment* 45:8.
- Ramakrishnan, P. S. 1992. Shifting agricultural and sustainable development: An interdisciplinary study from North-Eastern India. Parthenon Publishing, Paris; Carnforth.
- Rhoades, R. E. y V. D. Nazarea. 1999. Local management of biodiversity in traditional agroecosystems. Páginas 215-236 en W. W. Collins y C. O. Qualset, editores. *Biodiversity in Agroecosystems*. CRC Press, Boca Raton.
- Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158:87-99.
- Roddick, J. 1999. El Niño, el viejo and the global reshaping of Latin America: surviving the UNCED coups. *Third World Quarterly* 20:771-800.
- Rodrigues, A. S. L.; S. J. Andelman; M. I. Bakarr; L. Boitani; T. M. Brooks; R. M. Cowling; L. D. C. Fishpool; G. A. B. da Fonseca; K. J. Gaston; M. Hoffmann; J. S. Long; P. A. Marquet; J. D. Pilgrim; R. L. Pressey; J. Schipper; W. Sechrest; S. N. Stuart; L. G. Underhill; R. W. Waller; M. E. J. Watts y X. Yan. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640-643.
- Rodrigues, A. S. L. y K. J. Gaston. 2002. Optimisation in reserve selection procedures – why not? *Biological Conservation* 107:123-129.
- Root, R. B. 1973. Organization of a Plant-Arthropod Association in Simple and Diverse Habitats - Fauna of Collards (*Brassica-Oleraceae*). *Ecological Monographs* 43:95-120.
- Roth, D. S.; I. Perfecto y B. Rathcke. 1994. The effects of management systems on ground-foraging ant diversity in Costa Rica. *Ecological Applications*. 4:423-436.
- Russell, E. 1993. War on insects: Warfare, insecticides, and environmental change in the United States, 1970-1945. PhD Dissertation. University of Michigan, Ann Arbor.
- Salick, J. y L. C. Merrick. 1990. Use and maintenance of genetic resources: Crops and their wild relatives. Páginas 517-548 en C. R. Carroll; J. H. Vandermeer y P. Rosset, editores. *Agroecology*. McGraw-Hill Publishing Company, New York.

- Schroth, G.; G. A. B. da Fonseca; C. A. Harvey; C. Gascon; H. L. Vasconcelos y A.-M. N. Izac, editores. 2004. Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes. Island Press, Washington, D. C.
- Schwind, K. B. 2003. Conservation with social justice in the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. Master's Thesis. University of Michigan, Ann Arbor.
- Selden, T. M. y D. Song. 1994. Environmental quality and development: is there Kuznets curve for air pollution emissions? *Journal of Environmental Economics and Management* 27:147-162.
- Schreder, E. 1995. Weed management by traditional farmers: The case of Rocky Point, Nicaragua. Master's Thesis. University of Michigan, Ann Arbor.
- Shriar, A. J. 2000. Agricultural intensity and its measurement in frontier regions. *Agroforestry Systems* 49:301-318.
- Simberloff, D. S. y L. G. Abele. 1975. Island biogeography theory and conservation practice. *Science* 191:285-286.
- Simberloff, D. y J. Cox. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1:63-71.
- Simberloff, D.; J. A. Farr; J. Cox y D. W. Mehlman. 1992. Movement Corridors-Conservation Bargains or Poor Investments. *Conservation Biology* 6:493-504.
- Soulé, J.; D. Carre y W. Jackson. 1990. Ecological impact of modern agriculture. Páginas 165-188 en C. R. Carroll; J. H. Vandermeer y P. Rosset, editores. *Agroecology*. McGraw-Hill Publishing Company, New York.
- Soulé, M. E. y D. Simberloff. 1986. What Do Genetics and Ecology Tell Us About the Design of Nature-Reserves. *Biological Conservation* 35:19-40.
- Stamps, W. T.; T. W. Woods; M. J. Linit y H. E. Garrett. 2002. Arthropod diversity in alley cropped black walnut (*Juglans nigra* L.) stands in eastern Missouri, USA. *Agroforestry Systems* 56:167-175.
- Steffan-Dewenter, I. 2002. Landscape context affects trap-nesting bees, wasps, and their natural enemies. *Ecological Entomology* 27:631-637.
- Steingraber, S. 1997. Living downstream: An ecologist looks at cancer and the environment. Addison-Wesley Publishing Company, Inc., Reading, Massachusetts.
- Stern, D. I. 1997. The capital theory approach to sustainability: a critical appraisal. *Journal of Economic Issues* 31:145-173.
- Stern, D. I.; M. S. Common y E. B. Barbier. 1996. Economic growth and environmental degradation: the environmental Kuznets curve and sustainable development. *World Development* 24:1151-1160.
- Swift, M. J. y J. M. Anderson. 1995. Biodiversity and ecosystem function in agricultural systems. Páginas 14-41 en E.-D. Schulze y H. A. Mooney, editores. *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag, Berlin; Heidelberg; New York.

- Swift, M. J.; J. Vandermeer; P. S. Ramakrishnan; C. Ong; J. Anderson y B. Hawkins. 1995. Biodiversity and ecosystem functioning: Ecosystem analyses. Páginas 443-446 en V. H. Heywood; H. A. Mooney; J. Lubchenco; R. Dirzo y O. E. Sala, editores. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press.
- Swift, M. J.; J. H. Vandermeer; P. S. Ramakrishnan; J. M. Anderson; C. K. Ong y B. A. Hawkins. 1996. Biodiversity and agroecosystem function. Páginas 261-298 en H. A. Mooney; J. H. Cushman; E. Medina; O. E. Sala y E.-D. Schulze, editores. *Functional roles of biodiversity: A global perspective*. John Wiley & Sons, New York.
- Tewksbury, J. J.; D. J. Levey; N. M. Haddad; S. Sargent; J. L. Orrock; A. Weldon; B. J. Danielson; J. Brinkerhoff; E. I. Damschen y P. Townsend. 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99:12923-12926.
- Tilman, D.; K. G. Cassman; P. A. Matson; R. Naylor y S. Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671-677.
- Trewavas, A. 2002. Malthus foiled again and again. *Nature* 418:668-670.
- Ukrainetz, H.; C. A. Campbell; V. O. Biederbeck; D. Curtin y O. T. Bouman. 1996. Yield and protein content of cereals and oilseed as influenced by long-term use of urea and anhydrous ammonia. *Canadian Journal of Plant Science* 76:27-32.
- Van den Bosch, R. 1978. *The pesticide conspiracy*. Doubleday, New York.
- Vandermeer, J. H. 1989. *The Ecology of Intercropping*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Vandermeer, J. H. 1996. *Reconstructing biology: Genetics and ecology in the new world order*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Vandermeer, J. H., editor. 2002. *Tropical Agroecosystems: New Directions for Research*. CRC Press, Baton Rouge, FL.
- Vandermeer, J. H. y R. Carvajal. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *The American Naturalist* 158:211-220.
- Vandermeer, J. H.; D. Lawrence; A. Symstad y S. Hobbie. 2002. Effect of biodiversity on ecosystem functioning in managed ecosystems. Páginas 221-236 en M. Loreau; S. Naeem y P. Inchausti, editores. *Biodiversity and ecosystem functioning: Synthesis and perspectives*. Oxford University Press, Oxford.
- Vandermeer, J. H. e I. Perfecto. 1997. The Agroecosystem: a need for the conservation biologist's lens. *Conservation Biology* 11:591-592.
- Vandermeer, J. H.; M. van Noordwijk; J. Anderson; C. Ong e I. Perfecto. 1998. Global change and multi-species agroecosystems: Concepts and issues. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 67:1-22.
- Vanderplank, J. E. 1984. *Disease resistance in plants*. Academic Press, Orlando, FL.

- Wardle, D. A.; K. I. Bonner y K. S. Nicholson. 1997. Biodiversity and plant litter: Experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function. *Oikos* 79:247-258.
- Wasilewska, L. 1979. The structure and function of soil nematode communities in natural ecosystems and agrocenoses. *Polish Ecological Studies* 5:97-145.
- Wasilewska, L. 1989. Impact of human activities on nematodes. Páginas 123-132 en C. Charholm y L. Bergstrom, editores. *Ecology of Arable Land*. Kluwer, Dodrecht, The Netherlands.
- Western, D. 1969. Land use in Maasai Amboseli Game Reserve: A case study for inter-disciplinary discussions. Staff Paper 40. Institute for Development Studies, University of Nairobi, Nairobi, Kenya.
- Western, D. 1989. Conservation without parks: Wildlife in the rural landscape. Páginas 158-165 en D. Western y M. C. Pearl, editores. *Conservation for the Twenty-first Century*. Oxford University Press, New York.
- Williams S. E.; M. van Noordwijk; E. Penot; J. R. Healey; F. L. Sinclair y G. Wibawa. 2001. On-farm evaluation of the establishment of clonal rubber in multistrata agroforests in Jambi, Indonesia. *Agroforestry Systems* 53:227-237.
- Wilson, E. O. 1999. *The diversity of life*. W. W. Norton and Company, New York.
- Witcombe, J. R.; A. Joshi; K. D. Joshi y B. R. Sthapit. 1996. Farmer participatory crop improvement .1. Varietal selection and breeding methods and their impact on biodiversity. *Experimental Agriculture* 32:445-460.
- Wolman, M. G. y F. G. A. Fournier. 1987. *Land Transformation in Agriculture*. John Wiley, Chichester.
- World Commission on Dams. 2000. *Dams and development: a new framework for decision-making: the report of the World Commission on Dams*. Earthscan, London; Sterling, VA.
- Wright, A. y W. Wolford. 2003. *To inherit the earth: The landless movement and the struggle for a new Brazil*. Food First Books, Oakland, California.
- York, R.; E. A. Rosa y T. Dietz. 2003. Footprints on the Earth: The environmental consequences of modernity. *American Sociological Review* 68:279.
- Zimmerer, K. S. 1998. The ecogeography of Andean potatoes. *Bioscience* 48:445-454.