

Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate "*land-sharing*" frente a "*land-sparing*"

I. Perfecto¹, J. Vandermeer²

(1) School of Natural Resources and Environment, 440 Church, University of Michigan, Ann Arbor, MI 48109 USA.

(2) Department of Ecology and Evolutionary Biology, Krause Building, University of Michigan, Ann Arbor, MI 48109 USA.

➤ Recibido el 3 de febrero de 2012, aceptado el 31 de marzo de 2012.

Perfecto, I., Vandermeer, J. (2012). Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate "*land-sharing*" frente a "*land-sparing*". *Ecosistemas* 21(1-2):180-191.

La mayoría de los bosques en el neotrópico están fragmentados. Frecuentemente los fragmentos de bosques se encuentran en una matriz agrícola que consiste en diferentes tipos de agroecosistemas. En este artículo discutimos la falacia del argumento "*land-sparing*" que promueve la intensificación de la agricultura como mecanismo de protección de bosques y por ende de la biodiversidad. También discutimos el contenido ideológico del debate de separación (*land sparing*) frente a integración (*land sharing*). Posteriormente argumentamos que es en la matriz agrícola donde se deben enfocar los esfuerzos de conservación de biodiversidad. Nuestro argumento usa evidencia empírica y la teoría de metapoblaciones para proponer que la mejor estrategia para evitar la pérdida de biodiversidad en paisajes fragmentados es desarrollar sistemas agrícolas diversos y ecológicos que promuevan la migración de organismos entre fragmentos de bosques. La calidad de la matriz con respecto a los procesos metapoblacionales incrementa con la diversificación de los agroecosistemas, la incorporación de árboles y otros elementos que aumentan la diversidad estructural de los agroecosistemas y la eliminación de agroquímicos tóxicos. Las iniciativas agroecológicas del movimiento *Campesino a Campesino* y de movimientos sociales de pequeños agricultores como la *Vía Campesina* representan los mejores aliados de la conservación de los bosques y la biodiversidad en el neotrópico.

Palabras clave: agricultura de conservación, intensificación de la agricultura, matriz agroecológica, calidad de la matriz, biodiversidad

Perfecto, I., Vandermeer, J. (2012). Separation or integration of biodiversity conservation: the ideology behind the "*land-sharing*" versus "*land-sparing*" debate. *Ecosistemas* 21(1-2):180-191.

Most neotropical forests are fragmented. Forest fragments are frequently found in an agricultural matrix consisting of different types of agroecosystems. In this paper we discuss the fallacy of the argument "*land-sparing*" which promotes the intensification of agriculture as a means of protecting forests and thus biodiversity. We also discussed the ideological content of the discussion of *land sparing* versus *land sharing*. Afterwards we argue that it is in the agricultural matrix where biodiversity conservation efforts should be focused. Our argument uses empirical evidence and metapopulation theory to propose that the best strategy to avoid the loss of biodiversity in fragmented landscapes is to develop diverse agricultural systems that promote migration of organisms between forest fragments. The quality of the matrix with respect to metapopulation processes increases with agroecosystem diversification, adding trees and other elements that increase the structural diversity of agroecosystems and the elimination of toxic agrochemicals. Agroecological initiatives like the *Campesino a Campesino* movement and social movements of small farmers such as *La Vía Campesina* represent the best allies for the conservation of biodiversity in the Neotropics.

Key words: conservation agriculture, agricultural intensification, agroecological matrix, matrix quality, biodiversity

Introducción

Recientemente, en la discusión sobre la relación entre agricultura y biodiversidad ha emergido un tema polémico, lo que en inglés se ha llamado el debate entre *land sparing* y *land sharing* (Matson y Vitousek 2006; Ficher et al. 2008, 2011; Tenza Peral et al. 2011; Tschamtkke et al. 2012). *Land sparing* se refiere a la idea de que la intensificación de la agricultura para incrementar la productividad por área, resulta en la liberación de tierras para la conservación de la biodiversidad a nivel del paisaje (Green et al. 2005a; Balmford et al. 2005; Ewers et al. 2009; Phalan et al. 2011a,b). De ahora en adelante llamaremos esta posición la 'separación entre producción y conservación'. *Land sharing* se refiere a la idea de que la agricultura alternativa, diversa y agroecológica puede mantener la biodiversidad a nivel del paisaje (Perfecto y Vandermeer 2002, 2008, 2010; Philpott y Dietsch 2003; Clough et al. 2007, 2011; Harvey et al. 2008; Chazdon et al. 2009; Perfecto et al. 2009). De ahora en adelante le llamaremos a esta posición la 'integración de producción y conservación.' El tema contiene elementos que claramente pueden ser adjudicados a un nivel no-ideológico. Sin embargo, debido al carácter político del proceso de producción de alimentos y de la conservación de biodiversidad, no es sorprendente que la ideología política haya jugado un papel importante en definir el debate.

Ciencia e Ideología

La idea de que el marco elegido con frecuencia puede generar un sesgo enorme es un hecho aceptado en el trabajo sociológico serio, sin embargo, en situaciones de gran carga política (como el ejemplo que nos ocupa) los partidarios de cualquiera de las dos posiciones defienden que de una manera u otra, no importa cual, 'la ciencia habla por sí misma.' Por supuesto que la ciencia 'habla por sí misma,' sin embargo lo que se escucha o lo que se interpreta está filtrado a través de un tamiz ideológico. También, la forma en que se enmarca la pregunta tiene un componente ideológico.

El ejemplo clásico de este fenómeno es el trabajo, frecuentemente citado, de Kahneman y Tversky (1984). En un experimento se le planteó a un grupo de individuos el siguiente problema:

'Imagine que los EE.UU se está preparando para el brote de una enfermedad poco común proveniente de Asia, que se espera cause la muerte a 600 personas entre la población; se han propuesto dos programas alternativos para combatir la enfermedad: Supongamos que las estimaciones científicas exactas de las consecuencias de los programas son las siguientes: Si se adopta el programa A, se salvarán, 200 personas y si se implementa el programa B, existe una probabilidad de un tercio de que las 600 personas se salven y una probabilidad de dos tercios de que nadie se salve. ¿Cuál de los dos programas prefiere? '

El 72 % de los individuos eligieron el programa A.

Por separado, a partir de la misma configuración inicial, se le planteó a otro grupo de individuos en el experimento el siguiente problema:

'Si se adopta el programa C, morirán 400 personas, y si se adopta el programa D, existe una probabilidad de un tercio de que ninguna persona muera y una probabilidad de dos tercios de que las 600 personas mueran.'

Un 22 % de los individuos eligieron el programa C, el cual es idéntico en sus consecuencias al programa A.

En otras palabras, la forma precisa en que se enmarcó el problema fue el principal determinante de la decisión: ni la preocupación por las personas que morirán por la enfermedad asiática, ni la capacidad de entender la evidencia 'científica' fueron factores importantes. Podemos citar muchos otros ejemplos de este problema de contextualización. Los científicos parecen ser particularmente vulnerables a este tipo de problema debido a la ingenua creencia de que la teoría y los datos científicos son políticamente neutrales.

En el área de la conservación de biodiversidad también podemos encontrar muchos ejemplos de este problema. Un ejemplo arquetípico se encuentra en el reciente artículo de Phalan y colegas (2011a), en el cual se repiten los mismos errores cometidos por Green y colegas en su trabajo publicado en la revista *Science* (Green et al. 2005a; ver también la crítica de Vandermeer y Perfecto 2005, y la respuesta de Green et al. 2005b). En un intento de resumir su posición, Phalan y colegas presentan el marco que aparece en la **Figura 1**, como si se tratara de un marco ideológicamente neutral.

Cuando el escenario se presenta de esta forma (**Fig. 1**) cualquier persona preocupada por la conservación de la biodiversidad y los hábitats naturales va a concluir que la estrategia de separación de producción y conservación es la mejor, ya que el escenario de integración conlleva la destrucción del hábitat natural. Aunque ese planteamiento se basa en análisis cuantitativos para determinar cual escenario mantiene mayor biodiversidad, el argumento juega con el sentimiento

generalizado de que bajo cualquier circunstancia, la conservación del hábitat natural es la mejor opción, pero siempre bajo la suposición de destrucción total del hábitat, sin discernir. Irónicamente, en aquel mismo artículo (Phalan et al. 2011a) los autores también argumentan que es importante excluir los prejuicios ideológicos del análisis de este importante asunto. No estamos de acuerdo; la ideología es un componente inherente a cualquier análisis académico, e influye en él, desde la selección del tema de investigación hasta los métodos que se utilizan hasta el análisis e interpretación de los resultados. Regresando a nuestro ejemplo, la **Figura 1** podría ser dibujada desde otro punto de vista ideológico, como lo hemos hecho en la **Figura 2**. Conceptualmente este segundo planteamiento, también ideológico, asume que la agricultura agroecológica mantiene la biodiversidad y es más productiva que la agricultura industrial. Aunque hay evidencia empírica de sistemas agroecológicos que son altamente productivos y mantienen la biodiversidad (Bunch 1999; Uphuff 2003; Badgley et al. 2007; Gordon et al. 2007; Perfecto y Vandermeer 2008; Clough et al. 2011; Pretty et al. 2011), no todos los sistemas agroecológicos, satisfacen estos criterios.

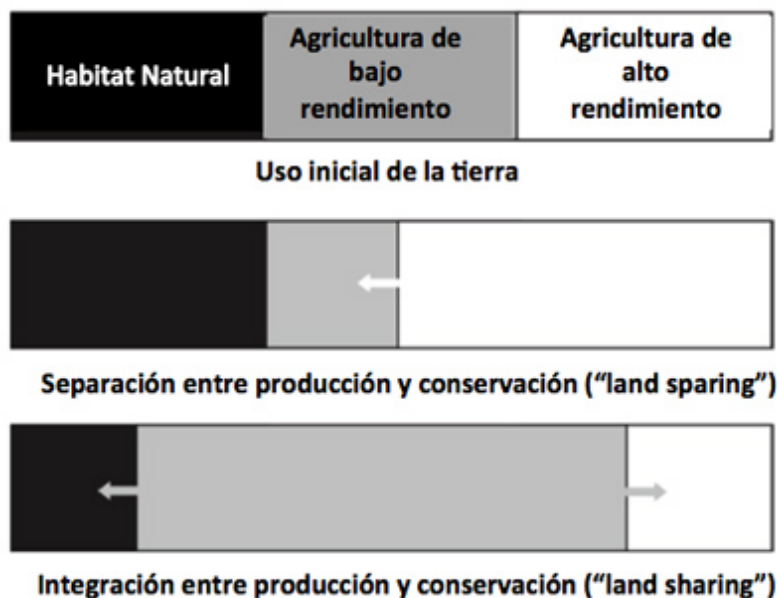


Figura 1. Esquema explicativo de la diferencia entre una estrategia de separación de la producción y la conservación y una estrategia de integración de la producción y la conservación. Figura original publicada en Phalan et al. (2011a).

Al plantear la situación como hacemos en la **Figura 2**, parece absurdo que se pueda llegar a la conclusión que la expansión de la agricultura industrial, o sea, la estrategia de separación de producción y conservación, sea mejor que la construcción de una matriz agroecológica de alta calidad, o sea, la estrategia de integración. Es ingenuo suponer que tanto la **Figura 1** como la **Figura 2** sean no-ideológicas, pues en realidad ambas lo son. No es fácil que se neutralice la relación entre la ideología y las actividades académicas/científicas dado el carácter social de nuestra especie. La manera más honesta de proseguir con las actividades académicas es siendo abiertos y francos sobre nuestra posición ideológica. Sin embargo, como la ideología ciertamente limita la formulación y el análisis de cualquier problema, es importante que las evidencias científicas –dentro de esas limitaciones– dirijan las prescripciones normativas, un punto que no requiere reafirmación.

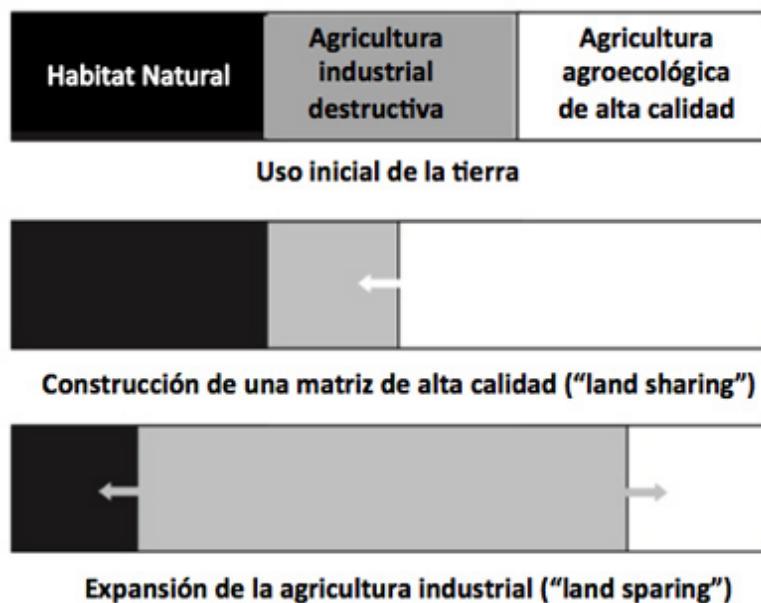


Figura 2. Esquema explicativo de la diferencia entre una estrategia de construcción de una matriz de alta calidad ('*land sharing*') y la expansión de la agricultura industrial ('*land sparing*').

Supuestos ocultos de la estructura

Dada esta preconcepción ideológica a menudo ignorada, el problema se enmarca como un debate entre dos estrategias: la de separación y la de integración ('*sparing/sharing*'). Sin embargo este debate se basa en una serie de supuestos, a veces explícitos y a veces sólo implícitos. En primer lugar, entre los supuestos implícitos con frecuencia está la necesidad de producir más alimentos a nivel mundial. Por ejemplo, muchas de las discusiones sobre esta dicotomía comienzan con la frase, 'dada la necesidad de alimentar a la creciente población mundial...'. El problema de este supuesto es que la producción actual en el mundo ya es suficiente para proveer las calorías necesarias para alimentar a la población mundial, no sólo la de hoy día sino también la proyectada de nueve a diez mil millones de personas que se esperan para el 2050 (Badgley et al. 2007; Nivia et al. 2009; IAASTD 2009; Chappell y LaValle 2009). Es cierto que al menos mil millones de personas hoy día padecen hambre y malnutrición, pero es ampliamente reconocido que este problema se debe a la desigualdad en la distribución y a la falta de accesibilidad a los alimentos, no a la cantidad total que se produce en el mundo (IAASTD 2009). Por tanto, el argumento de que deben producirse más alimentos habrá de matizarse y añadir 'suponiendo que la *distribución* y el *acceso* a los alimentos se mantuviera igual o empeorara...'. Es importante reconocer que el enfoque en la oferta global de alimentos nos tiende una trampa que ignora la razón por la cual un segmento de la población pasa hambre mientras que otro segmento de la población podría decirse que come demasiado para su propia salud.

En segundo lugar, aparte de la pérdida de biodiversidad, las consecuencias ambientales negativas del sistema agrícola industrial son tácitamente ignoradas por los que promueven la intensificación de la agricultura como una estrategia de conservación de biodiversidad (Tscharrntke et al. 2012). Los problemas ambientales de la agricultura industrial están muy bien documentados e incluyen cientos de zonas muertas (anóxicas) en los océanos (Díaz y Rosenberg, 2008), miles de acuíferos contaminados con plaguicidas, pérdida de la capa superficial del suelo a una tasa mucho mayor a la tasa de formación de suelo, etc. (Tilman et al. 2002). Mientras que los métodos agroecológicos también tienen algunas consecuencias negativas, y todavía en algunos círculos se debaten las ventajas y desventajas de la agricultura industrial con respecto a los gases de invernadero (Burney et al. 2010, pero ver también Robertson et al. 2000; Lin et al. 2011), en general los científicos están de acuerdo en que los impactos ecológicos de la agricultura ecológica son triviales en comparación a los de la agricultura industrial (IAASTD 2009).

En tercer lugar, el marco de separación de la producción y la conservación asume que el aumento de la producción en tierras agrícolas resulta automáticamente en un incremento del área en vegetación natural y por ende en una mayor conservación de la biodiversidad. La idea es que si se pueden producir más alimentos en menos área el resto del área puede ser liberada para la conservación. Aunque este supuesto tiene su lógica, empíricamente se ha demostrado que esto raramente sucede (Angelsen y Kaimowitz 2001; Rudel et al. 2002; Rudel et al. 2009; Angelsen 2010; Perfecto y Vandermeer 2010; Lambin y Meyfroidt 2011). La realidad de las relaciones socio-económicas y políticas que determinan el uso de tierras es mucho más compleja que la ecuación simplista 'área en conservación = área total – área necesaria para producir una cantidad X de alimentos'. Como se ha documentado en muchos estudios, la intensificación de la agricultura usando la modalidad de agricultura industrial frecuentemente conduce a una mayor erosión de las áreas naturales (Rudel et al., 2002; Schelhas y

Sánchez-Azofeifa 2006; Hetch y Saatchi 2007; García Barrios et al. 2010; Guiérrez-Véle et al. 2011). Por ejemplo, algunos programas de intensificación agrícola facilitan el acceso y disponibilidad de fertilizantes químicos, lo cual estimula a los productores a abrir nuevas áreas para la agricultura. Otros programas de intensificación enfatizan los cultivos comerciales, lo cual resulta en la expansión de los cultivos de subsistencia en las áreas no cultivadas previamente. Aunque esas consecuencias no son inherentes a la agricultura intensiva/industrial y podrían existir dentro de un marco agroecológico, la evidencia empírica sugiere que los programas de intensificación agrícola bajo la modalidad industrial frecuentemente promueven las condiciones que resultan en la deforestación, al menos en las zonas tropicales (Angelsen y Kaimowitz 2001; Rudel et al. 2009; Angelsen 2010). En el sur global, donde el asunto de la conservación de biodiversidad es imperativo, los programas de modalidad agroecológica tienden a ser más holísticos y a incorporar asuntos de seguridad alimentaria y a enfatizar las economías locales (Pretty et al. 2003; Wright 2005; UNEP-UNCTAD 2008)

Finalmente, el cuarto supuesto es que bajo cualquier situación debe promoverse el aumento de la productividad por área. Aunque esta proposición aparenta ser obvia, no lo es cuando se examina desde una perspectiva histórica y social más amplia. Por ejemplo, en muchos productos agrícolas hay periodos en los que el problema más acuciante es la sobreproducción, es decir, cuando la oferta es mucho mayor que la demanda y por lo tanto el precio del producto en el mercado está por debajo del costo de producción. Históricamente este problema se ha abordado mediante la gestión de la oferta, y ha generado una gran cantidad de trabajo analítico por más de un siglo. Una forma extrema de la gestión de demanda se dio en Brasil en el Siglo XX cuando el gobierno compró y luego quemó casi el 50% de la cosecha nacional de café (Pendergrast 2010). Otro ejemplo también relacionado con el café es el que constituye el cártel de países productores – en sus comienzos de un modo informal y más tarde institucionalizado en la Organización Internacional del Café y en el Acuerdo Internacional del Café–, el cual por muchos años estipuló cuotas de exportación. Esta organización se estableció con la ayuda de los Estados Unidos como parte de la guerra fría y la lucha contra el comunismo (Bates 1997). Aún hoy día los subsidios para la producción de maíz en los Estados Unidos generan sobreproducción y permiten que las grandes empresas exportadoras de granos puedan comprar maíz a un precio considerablemente inferior al costo de producción, dándole a estas compañías ventaja competitiva aún contra los productores campesinos, incluso en los países en desarrollo. Aunque el deseo de aumentar la producción en una explotación agrícola o finca individual pueda ser universal, los agricultores saben que la sobreproducción por parte del conjunto de todas las fincas es destructiva, aunque algunos economistas sean incapaces de reconocerlo (Vandermeer 1997). En el caso específico de maíz, vale la pena reconocer que la creciente demanda de producción de biomasa para combustibles y otros usos industriales ha cambiado, al menos temporalmente, la relación oferta-demanda (Naylor et al. 2007).

Aun en el supuesto que a consecuencia de los cambios que se prevén tanto en el clima como en las pautas de consumo de alimentos, hubiera de ser necesario en el futuro aumentar la producción (Beddington et al., 2012), la agricultura intensiva industrial no es nuestra única opción como presupone el escenario de separación. Aunque bajo algunas circunstancias o para ciertos cultivos pudiera ser ése el caso, el supuesto no es ni mucho menos universalmente cierto. De hecho hay muchos ejemplos de sistemas agroecológicos, incluidos los agroforestales, que son altamente productivos (Bunch 1999; Badgley et al. 2007; Pretty 1997; Pretty et al. 2011). También existe una literatura muy sólida que demuestra una relación inversa entre el tamaño de la finca (o predio agrícola) y la productividad por área (Feder 1985; Barrett 1993; Rosset 1999; Eastwood et al. 2010). Dada esta evidencia, una alternativa para incrementar la producción, especialmente en el Sur global donde muchos agricultores no tienen acceso a capital, sería mediante una reforma agraria que enfatice la producción agroecológica sobre la convencional.

Un tema algo más complicado está emergiendo recientemente en la literatura que propugna la separación entre conservación y producción (*land sparing*). El concepto de 'intensificación sostenible' se ha propuesto como solución a las consecuencias negativas de la intensificación industrial (Jones 2011; Phalan et al. 2011b; Tilman et al. 2011). La idea es que las consecuencias ambientales de los plaguicidas, el lavado del exceso de nitrógeno y otros efectos similares de la agricultura industrial intensiva, pueden ser mitigados mediante los avances tecnológicos, pero manteniendo una alta productividad. En muchos sentidos, la idea de la intensificación sostenible podría asemejarse al concepto de la producción agroecológica (Pretty 1997; Reardon et al. 1999). Sin embargo ambos conceptos tienen su propia carga ideológica e histórica que debe reconocerse. El concepto de intensificación sostenible se deriva de las primeras ideas sobre intensificación mediante uso de nuevas tecnologías que sustituyen o ayudan a los procesos naturales y que permiten un mejor control sobre la naturaleza. Un ejemplo es el uso de plaguicidas para sustituir a los enemigos naturales y la resistencia natural a plagas y enfermedades por parte de las plantas y/o el ecosistema. El enfoque hacia soluciones rápidas basadas en nuevas tecnologías ha generado una nueva ola de tecnologías agrícolas diseñadas dentro de un aura de sostenibilidad (ver por ejemplo Jones 2011). Éstas incluyen la agricultura de precisión (prácticas de cultivo altamente tecnificadas que integran instrumentación para análisis geoespacial basado en sistemas de información geográfica para procesar datos sobre la variabilidad dentro del predio agrícola), los cultivos transgénicos y posiblemente la nanotecnología aplicada a la agricultura. Dada esta carga ideológica no es sorprendente que los que favorecen el argumento de la separación producción-conservación promuevan precisamente el uso del término "intensificación sostenible" (ver por ejemplo Phalan et al. 2011a).

El concepto de agroecología también tiene su carga ideológica e histórica. Este concepto se desprende de las ideas ecológicas asociadas con la agricultura de sistemas naturales, donde se toma la estructura de los ecosistemas locales/naturales como modelo para el diseño de los agroecosistemas (Carroll et al. 1990; Altieri, 1995; Gliessman 2007). Este concepto también incorpora la noción de integración de conocimientos, o sea, el saber local/tradicional con los conocimientos científicos, principalmente los principios ecológicos (Altieri 2004; Ruiz-Rosado 2006; Toledo y Barrera-Bassols 2008; Vandermeer y Perfecto, datos sin publicar). Finalmente, la agroecología ha favorecido históricamente a la pequeña producción y ha incorporado nociones de seguridad y soberanía alimentaria, lo que ha llevado a que organizaciones campesinas a nivel global como *La Vía Campesina** hayan adoptado el concepto de agroecología y no el de intensificación sostenible (Altieri 2002, 2009; Ferguson et al. 2009; Rosset et al. 2011).

En resumen, el concepto de “intensificación sostenible” enfatiza la alta productividad del sistema y los aspectos económicos y mercantilistas de la agricultura, mientras que el concepto de agroecología tiende a enfatizar los aspectos ecológicos y a priorizar las economías campesinas. Dados estos antecedentes, ambos términos no deben considerarse sinónimos: intensificación sostenible no es lo mismo que agroecología y por tanto no deben usarse sin un reconocimiento de las diferencias y la carga ideológica asociada a cada uno de ellos.

Finalmente, hay un problema un poco más complicado con el marco teórico de la separación y la de integración (*'sparing/sharing'*): el supuesto tácito de linealidad y estabilidad que ignora relaciones no-lineales y la dinámica ecológica de la biodiversidad. Si un área se divide en fracciones que se dedican a 1) la vegetación natural, 2) la agricultura intensiva, y 3) la agricultura que favorece la biodiversidad (respetuosa con la fauna y flora silvestre), la biodiversidad total en esa zona vendría dada por $B_1 + B_2 + B_3$, y la producción total de alimentos por $P_2 + P_3$, donde B_i es el número de especies y P_i la producción en el i ésimo hábitat. Se supone por tanto que $B_1 > B_2$ y B_3 , y que $P_2 > P_3$. Teniendo en cuenta estas limitaciones, resulta un ejercicio trivial el construir, al menos en teoría, un modelo de “optimización” que demuestra que la reducción del área dedicada a la agricultura favorable a la biodiversidad sería la mejor estrategia. Como en el caso de la enfermedad asiática que discutimos en la introducción, los datos realmente no importan mucho una vez el problema se ha enmarcado de una forma en particular. El problema con el supuesto de linealidad es que en el mundo real la biodiversidad no funciona de esta manera. La biodiversidad no se acumula en forma lineal (Gotelli y Colwell 2001).

Sin embargo, más importante aún es que no se toma en cuenta la naturaleza dinámica de los paisajes con respecto a la estructura de la comunidad que se encuentra en esos paisajes (Perfecto et al. 2009). Las poblaciones de organismos que se encuentran en paisajes fragmentados se caracterizan por extinciones locales y recolonizaciones determinadas por la tasa de migración entre fragmentos (Gilpin 1987; Hanski, 1989). De hecho esta dinámica no es exclusiva de sistemas fragmentados ya que se puede dar también en hábitats continuos donde las poblaciones estén distribuidas de forma agregada y discontinua (Den Boer 1970, 1981; Harrison 1991; Rooney et al. 2004). La teoría de metapoblaciones nos ofrece un marco teórico para analizar la biodiversidad en una dimensión espacial (Hanski y Simberloff 1997). Lo que sugiere esta teoría con respecto a la conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados es que, como mínimo, debe considerarse el papel de la matriz agrícola como facilitadora o inhibidora del movimiento de organismos entre fragmentos de hábitat natural (Gascon et al. 1999; Perfecto y Vandermeer 2002, 2008, 2010; Donald y Evans 2006; Fisher y Lindenmayer 2006; Vandermeer y Perfecto 2007; Harvey et al. 2008; Herrera 2012). Considerando este único aspecto, vemos rápidamente que no es posible analizar el problema de separación/integración abordándolo de forma instantánea, como una foto única, donde no se considera la dinámica de migración y/o extinción de los organismos. El concepto de la deuda de extinción es muy relevante a esta discusión, ya que implica que cuando muestreamos un hábitat, estamos muestreando lo que hay en ese momento, pero ignoramos que algunas de las especies muestreadas están en vía de extinción (Kuussaari et al. 2009). De igual forma, ignoramos el crédito de inmigración, o sea, que algunas especies no registradas en el muestreo por no estar presentes en el momento de muestreo eventualmente pueden recolonizar este hábitat (Jackson y Sax 2010). Mientras más degradada está la matriz agrícola, mayor es la probabilidad de la deuda de extinción y menor es el potencial del crédito de inmigración. Por lo tanto, un enfoque estático nos puede dar una imagen distorsionada de lo que está realmente ocurriendo en un sistema dinámico.

Un buen número de trabajos empíricos apoyan el argumento que la calidad de la matriz es un factor clave para la conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados. Por ejemplo, Cook y colegas (2002) encontraron que el tamaño y el grado de aislamiento de un fragmento son factores relevantes sólo para las especies de plantas que no pueden sobrevivir en la matriz. Recientemente varios estudios han documentado el importante papel de la matriz en promover o inhibir la migración entre fragmentos de hábitat, de afectando así la dinámica de las metapoblaciones y los patrones de biodiversidad. En un meta-análisis de trabajos sobre invertebrados, anfibios, reptiles, mamíferos no voladores y murciélagos, Watling y Donnelly (2006) encontraron que z , el exponente que representa la tasa de cambio en el número de especies según cambia el área ($S = cA^z$; Rosenzweig, 1995), era menor en matrices menos inhóspitas. Finalmente, varios trabajos recientes han documentado el importante papel de la matriz en promover o inhibir la migración entre fragmentos y por lo tanto mantener o reducir la biodiversidad (Belinchón et al. 2009; Kennedy et al. 2010; Vögeli et al. 2010; Öckinger et al. 2012). Al reconocer que hay matrices más adecuadas y permeables para los organismos que otras, Koh y Ghazoul (2010) y Koh y colegas (2010) modificaron el modelo de especies-área, incorporando el concepto de la calidad de la matriz. Usando datos de aves (Koh y

Ghazoul 2010) y de aves y mamíferos (Koh et al. 2010) para más de 20 *hot spots* de biodiversidad estos autores concluyeron que su modelo calibrado para la matriz genera mejores predicciones de diversidad y extinción que los modelos que no incorporan la calidad de la matriz, incluso cuando se tiene en consideración el efecto de borde.

Conclusión

Proponemos que el marco de la separación/integración confunde más que esclarece. Instamos a adoptar un marco enraizado en conceptos elementales de la ecología del paisaje y la teoría de metapoblaciones (Perfecto et al. 2009; Perfecto y Vandermeer 2010). En la mayoría de las regiones del mundo las áreas de vegetación natural están muy fragmentadas por lo que tiene sentido hablar de fragmentos naturales dentro de una matriz agrícola. Debemos reconocer que el proceso de extinción local es un proceso natural que no puede ser detenido por la política. Las extinciones locales ocurren aún en ecosistemas naturales de gran extensión, aunque también sabemos que las extinciones locales ocurren con más frecuencia en fragmentos más pequeños. Sin embargo el énfasis no debe ponerse en tratar de detener las extinciones locales, sino más bien en asegurarnos que la migración entre los fragmentos (a través de la matriz) es lo suficientemente fluida como para mantener una condición de equilibrio que conserve como metapoblaciones las especies existentes en el paisaje. Por supuesto que las áreas con vegetación natural en gran medida deben permanecer intactas. Pero dado que la producción de alimentos en el mundo hoy día es más que suficiente para alimentar a la humanidad (FAO et al. 2002), difícilmente pueda justificarse abrir áreas nuevas para cultivos. Por tanto, la pregunta esencial es cómo construir una matriz de alta calidad que permita la migración de los organismos entre fragmentos de vegetación natural. La definición de 'calidad' es negociable y depende en gran medida de factores locales. Desde esta perspectiva el paisaje es simplemente la combinación de fragmentos de vegetación natural incrustados en una matriz de actividad agrícola (o sistemas manejados). El tipo de agricultura y cómo ésta se maneje –tanto dentro del predio como a nivel del paisaje– determinarán en gran medida, la tasa de migración entre fragmentos. Ciertamente los corredores de vegetación natural, así como los trampolines o los archipiélagos de biodiversidad pueden formar parte de una matriz de alta calidad, pero lo más importante es que el tipo de manejo en la matriz sea agroecológico, que minimice el impacto negativo de la agricultura sobre la biodiversidad y que apunte hacia la sostenibilidad como principal objetivo. Para alcanzar dicho objetivo será necesario reemplazar la mentalidad productivista por una que enfatice la sostenibilidad.

Una vez que reconozcamos que la construcción de una matriz de alta calidad es imprescindible para cualquier programa de conservación cuyo objetivo sea la conservación de biodiversidad a largo plazo y a nivel de paisaje, el próximo paso es tratar de entender los factores políticos y sociales necesarios para mejorar la calidad de la matriz. Por un lado está claro que lo 'tomadores de decisiones' dentro de las estructuras burocráticas juegan un papel importante ya que ellos determinan asuntos específicos que inciden en el uso de la tierra –como por ejemplo las políticas agrarias, de ordenación del territorio, las estructuras fiscales o la construcción de infraestructura. Sin embargo no debemos subestimar el papel en la toma de decisiones de los agricultores en sí, las familias campesinas y comunidades agrícolas, acerca de lo que se produce y cómo se produce. Más importante aún, no debemos subestimar el papel de las organizaciones campesinas en esa gestión. Desafortunadamente, no es del todo obvio cómo generar las estructuras sociopolíticas que estimulen el pensamiento ecológico y agroecológico y promuevan la construcción de una matriz de alta calidad. Afortunadamente las organizaciones campesinas no nos están esperando a nosotros, académicos y biólogos de la conservación, para liderar el camino. Ellos están a la vanguardia de la conservación mediante la incorporación de la agroecología como uno de los pilares principales de la agricultura campesina.

*: *La Vía Campesina* es un movimiento internacional que coordina cientos de organizaciones de pequeños agricultores, campesinos, productores sin tierra y trabajadores agrícolas, lucha por los derechos de estos sectores y promueve la agroecología y la soberanía alimentaria (Martínez-Torres y Rosset 2010).

Referencias

- Altieri, M.A. 1995. *Agroecology: The Science of Sustainable Agriculture*. Westview Press, Boulder, CO. USA.
- Altieri, M.A. 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture Ecosystems and Environment* 93:1-24.
- Altieri, M.A. 2004. Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:35-42.
- Altieri, M.A. 2009. Agroecology, small farmers and food sovereignty. *Monthly Review* 61:102-113.
- Angelsen, A. 2010. Policies for reduced deforestation and their impact on agricultural production. *Proceedings of the National Academy of Science* 107:19639-19644

- Angelsen, A., Kaimowitz, D. 2001. *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*, CABI Publishing Wallingford, UK.
- Badgley, C., Moghtader, J.K., Quintero, E. Zakem, E., Chappell, M.J., Avilés Vázquez, K.R., Samulon, A., Perfecto, I. 2007. Organic agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems* 22:86-108.
- Balmford, A., Green, R.E., Scharlemann, J.P.W., 2005. Sparing land for nature: exploring the potential impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. *Global Change Biology* 11:1594-1605.
- Barrett, C.B. 1993. On Price Risk and the Inverse Farm Size-Productivity Relationship University of Wisconsin–Madison *Department of Agricultural Economics Staff Paper Series* 369.
Disponible en: <http://www.aae.wisc.edu/pubs/sps/pdf/stpap369.pdf>
- Bates, R.H. 1997. *Open-Economy Politics: The Political Economy of the World Coffee Trade*. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.
- Beddington, J., Asaduzzaman, M., Clark, M., Fernández, A., Guillo, M., Jahn, M., Erda, L., Mamo, T., Van Bo, N., Nobre, C.A., Scholes, R., Sharma, R., Wakhungu, J. 2012. *Achieving Food Security in the Face of Climate Change: Final Report from the Commission on Sustainable Agriculture and Climate Change*. CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS). Copenhagen, Denmark.
- Belinchón, R., Martínez, I., Otárola, M.A.G., Aragón, G., Dimas, J., Escudero, A. 2009. Fragment quality and matrix affect epiphytic performance in a Mediterranean forest landscape. *American Journal of Botany* 96:1974-1982.
- Bunch, R. 1999. More productivity with fewer external inputs: Central American case studies of agroecological development and their broader implications. *Environment, Development and Sustainability* 3-4:219-233.
- Burney, J.A., Davis, S.J., Lobell, D.B. 2010. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Science* 107:12052-12057.
- Carroll, C.R., Vandermeer, J., Rosset, P.M. 1990. *Agroecology*. McGraw-Hill, New York. USA.
- Chappell, M. J., LaValle, L.A. 2009. Food security and biodiversity: can we have both? an agroecological analysis. *Agriculture and Human Values* 28:3-26.
- Chazdon, R.L., Harvey C.A., Komar O., van Bruegel M., Ferguson B.G., Griffith D., Martínez-Ramos M., Morales H., Nigh R., Soto-Pinto L., Philpott S.M. 2009. Beyond reserves: A Research agenda for conserving biodiversity in tropical cultural landscapes. *Biotropica* 41:142-153
- Clough Y, Barkmann, J., Juhbandt, J., Kessler, M., Wanger, TC., Anshary, A., Buchori, D., Cicuzza, D., Darras, K., Dwi Putra, D., Erasmi, S., Pitopang, R., Schmidt, C., Schulze, CH., Seidel, D., Steffan-Dewenter, I., Stenchly, K., Vidal, S., Weist, M., Wielgoss, AC., Tschardtke, T. 2011. Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:8311-8316.
- Clough, Y., Holzschuh, A., Gabriel, D., Purtauf, T., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D., Tschardtke, T. 2007. Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *Journal of Applied Ecology* 44:804-812.
- Cook, M.C., Lane, K.T., Foster, B.L., Holt, R.D. 2002. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters* 5:619-623.
- Den Boer, P.J. 1970. On the significance of dispersal power on populations of carabids (Coleoptera: Carabidae). *Oecologia* 4:1-18.
- Den Boer, P.J. 1981. On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. *Oecologia* 50:39-53.
- Díaz, R.J., Rosenberg, R. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* 321:926-929.

- Donald, P.F., Evans, A.D. 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology* 43:209-218.
- Eastwood, R., Lipton, M., Newell, A. 2010. Farm size. En: Evenson, R, Pingali, P. (eds.). *Handbook of Agricultural Economics*, pp. 3323-3397, Vol. 4, North Holland, Amsterdam. The Netherlands.
- Ewers, R.M., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A., Green, R.E. 2009. Do increases in agricultural yield spare land for nature? *Global Change Biology* 15:1716-1716.
- FAO, IFAD, WFP. 2002. *Reducing Poverty and Hunger, the Critical Role of Financing for Food, Agriculture, and Rural Development*. International Conference on Financing for Development. Monterrey, Mexico, 2002. FAO, Rome. Italy. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/003/Y6265e/y6265e00.htm>.
- Feder, G. 1985. The relationship between farm size and farm productivity. *Journal of Development Economics* 18:297-313.
- Ferguson, B.G. Morales, H., González Rojas, A. de Jesús Iñiguez Pérez, F., Martínez Torres, M.E., McAfee, K., Nigh, R. Perfecto, I., Philpott, S.M., Soto Pinto, L., Vandermeer, J., Vidal, R.M., Ávila Romero, L.E., Bernardino, H., Realpozo Reye, R. 2009. Soberanía alimentaria: Cultivando nuevas alianzas entre campo, bosque y ciudad. *Agroecología* 4:49-58.
- Fischer, J., Batary, P., Bawa, K.S., Brussaard, L., Chappell, M.J., Clough, Y., Daily, G.C., Dorrough, J., Hartel, T., Jackson, L.E., Klein, A.M., Kremen, C., Kuemmerle, T., Lindenmayer, D.B., Mooney, H.A., Perfecto, I., Philpott, S.M., Tschardtke, T., Vandermeer, J., Wanger, T.C., Von Wehrden, H. 2011. Conservation: limits of land sparing. *Science* 334:593-593.
- Fischer, J., Brosi, B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ranganathan, J., Tallis, H. 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:382-387.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. 2006. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos* 112:473-480.
- García-Barrios, L., Galván-Miyoshi, Y.M., Valdivieso Pérez, I.A., Masera, O.R., Bocco, G., Vandermeer, J. 2010. Neotropical forest conservation, agricultural intensification and rural out-migration: The Mexican experience. *BioScience* 59:863-873.
- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M., Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223-229.
- Gilpin, M.E. 1987. Spatial structure and population vulnerability. En: Soule, M.E. (ed.), *Viable Populations for Conservation*, pp. 125- 140. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Gliessman, S.R. 2007. *Agroecology: The Ecology of Sustainable Food Systems*. 2nd Edition, CRC Press, Boca Raton, FL. USA.
- Gordon, C., Manson, R., Sundberg, J., Cruz-Angón, A. 2007. Biodiversity, profitability, and vegetation structure in a Mexican coffee agroecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118:256-266.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379-391.
- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A. 2005a. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307:550-555.
- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A. 2005b. Response. *Science* 308:1257.
- Gutiérrez-Vélez, V.H., De Fries, R., Pinedo-Vásquez, M., Uriarte, M., Padoch, C. Baethgen, W. Fernandez, K., Lim, Y. 2011. High yield oil palm expansion spares land at the expense of forests in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters*. 6(4) 044029.

- Hanski, I. 1989. Metapopulation dynamics: does it help to have more of the same? *Trends in Ecology and Evolution* 4:113-114.
- Hanski, I., Simberloff, D. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. En: Hanski, I. Simberloff, D., (eds.). *Metapopulation Biology*, pp. 5-26. Academic Press, San Diego, CA, USA.
- Harrison, S. 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society* 42:73-88.
- Harvey, C. A., Komar, O., Chazdon, R., Ferguson, B.G., Finegan, B., Griffith, D.M., Martínez-Ramos, M., Morales, H., Nigh, R., Soto-Pinto, L., Van Breugel, M., Wishnie, M. 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican Hotspot. *Conservation Biology* 22:8-15. Doi.: 10.1111/j.1523-1739.2007.00863.x
- Hecht, S.B., Saatchi, S.S. 2007. Globalization and forest resurgence: changes in forest cover in El Salvador. *Bioscience* 57:663-672.
- Herrera, J.M. 2012. El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas* 20:21-34.
- (IAASTD 2009. *Agriculture at a crossroads. International Assessment of Agricultural knowledge, Science and Technology for Development*. Island Press, Washington, DC, USA. Disponible en: <http://www.agassessment.org/>.
- Jackson, S.T., Sax, D.F. 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology and Evolution* 25:153-160.
- Jones, J.D.G. 2011. Why genetically modified crops? *Philosophical Transactions of the Royal Society A-Mathematical Physical And Engineering Sciences* 369:1807-1816.
- Kahneman, D., Tversky, A. 1984. Choices, values and frames. *American Psychologist* 39:341-350.
- Kennedy, C.M., Marra, P.P., Fagan, W.F., Neel, M.C. 2010. Landscape matrix and species traits mediate responses of Neotropical resident birds to forest fragmentation in Jamaica. *Ecological Monographs* 80:651-669.
- Koh, L.P., Ghazoul, J. 2010. A matrix-calibrated species-area model for predicting biodiversity loss due to land-use change. *Conservation Biology* 24:994-1001.
- Koh, L.P., Lee, T.M., Sodhi, N.S., Ghazoul, J. 2010. An overhaul of the species-area approach for predicting biodiversity: incorporating matrix and edge effects. *Journal of Applied Ecology* 47:1063-1070.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Ockinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Roda, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 24:564-571.
- Lambin, E.F., Meyfroidt, P. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Science* 108:3465-3472.
- Lin, B.B., Chappell, M.J., Vandermeer, J., Smith, G.R., Quintero, E., Bezner-Kerr, R., Griffith, D., Ketchum, S., Latta, S., McMichael, P., McGuire, K., Nigh, R., Rocheleau, D., Soluri, J., Perfecto, I. 2011. Effects of industrial agriculture on global warming and the potential of small-scale agroecological farming to mitigate those effects. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 6:1-18.
- Martínez-Torres, M.E., Rosset, P.M. 2010. La Via Campesina: the birth and evolution of a transnational social movement. *Journal of Peasant Studies* 37:149-175.
- Matson, P.A., Vitousek, P.M., 2006. Agricultural intensification: Will land spared from farming be land spared for nature? *Conservation Biology* 20:709-710.
- Naylor, R.L., Liska, A.J., Burke, M.B., Falcón, W.P., Gaskell, J.C., Rozelle, S.D., Cassman, K.G. 2007. The ripple effect: biofuels, food security and the environment. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 49:30-43.

- Nivia, E., Perfecto, I., Ahumada, M., Luz, K., Pérez, R., Santamaría, J., Chappell, J.M., Chauvet, M., Chávez, L.F., Cruzalegui, C., da Mota, D.M., Gandarillas, E., González, R.L., Gonzales, T., Jiménez, E.H., Pérez, C.J., Ericka Prentice-Pierre, E. 2009. Agriculture in Latin America and the Caribbean: Context, Evolution and Current Situation. En: IAASTD intergovernmental Plenary (eds.) International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development: LAC Report. pp. 1-75. Island Press, Washington DC, USA.
- Öckinger, E., Bergman, K.O., Frazén, M., Kadlec, T., Krauss, J., Kuussaari, M., Pöyry, J., Smith, H.G., Steffan-Dewenter, I., Bommarco, M. 2012. *Landscape Ecology* 27:121-131.
- Pendergrast, M. 2010. *Uncommon Grounds: The History of Coffee and How it Transformed our World*. Revisited Edition. Basic Books, NY, USA.
- Perfecto, I., Vandermeer, J. 2002. The quality of the agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. *Conservation Biology* 16:174-182.
- Perfecto, I., Vandermeer, J., 2008. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems - A new conservation paradigm. *Annals of the New York Academy of Science* 1134:173-200.
- Perfecto, I., Vandermeer, J. 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107:5786-5791.
- Perfecto, I., Vandermeer, J., Wright, A. 2009. *Nature's Matrix: Linking Agriculture, Conservation and Food Sovereignty*. Earthscan, London, UK.
- Phalan, B., Balmford, A., Green, R.E., Scharlemann, J.P.W. 2011a. Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. *Food Policy* 36:S62-S71.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., Green, R.E. 2011b. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science* 333:1289-1291.
- Philpott S.M., Dietsch T.V. 2003. Coffee and conservation: a global context and farmer involvement. *Conservation Biology* 17:1844-1846
- Pretty, J.N. 1997. The sustainable intensification of agriculture. *Natural Resources Forum* 21:247-256.
- Pretty, J.N., Morison, J.I.L., Hine, R.E. 2003. Reducing food poverty by increasing agricultural sustainability in developing countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95:217.
- Pretty, J.N., Toulmin, C., Williams, S. 2011. Sustainable intensification in African agriculture. *International Journal of Agricultural Sustainability* 9:5-24.
- Reardon, T., Barrett, C., Kelly, V., Savadogo, K. 1999. Policy reform and sustainable agricultural intensification in Africa. *Development Policy Review* 17:375-395.
- Robertson, G.P., Paul, E.A., Harwood, R.R. 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science* 289:1922-1925.
- Rooney, T.P., Wiegmann, S.M., Rogers, D.A., Waller, D.M. 2004. Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. *Conservation Biology* 18:787-798.
- Rosenzweig, M. L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Rosset, P.M. 1999. The Multiple Functions and Benefits of Small Farm Agriculture. *Food First Policy Brief* 4:1-22.
- Rosset, P.M., Machín Sosa, B., Roque Jaime, A.M., Avila Lozano, D.R. 2011. The Campesino-to-Campesino agroecology movement of ANAP in Cuba: social process methodology in the construction of sustainable peasant agriculture and food sovereignty. *Journal of Peasant Studies* 38:161-191.

- Rudel, T.K., Bates, D., Machinguishi, R. 2002. A tropical forest transition? Agricultural change, out-migration, and secondary forests in the Ecuadorian Amazon. *Annals of the Association of American Geographers* 92:87-102.
- Rudel, T.K., Schneider, L., Uriarte, M., Turner II, B.L., DeFries, R., Lawrence, D., Geoghegan, J., Hetch, S., Ickowitz, A., Lambin, E.F., Birkenholts, T., Baptista, S., Grau, R. 2009. Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970-2005. *Proceedings of the National Academy of Science* 106:20675-20680.
- Ruiz-Rosado, O. 2006. Agroecología, una disciplina que tiende a la transdisciplina. *Interciencia* (INCI) 31:140-145.
- Schelhas, J., Sánchez-Azofeifa, G.A. 2006. Post-frontier change adjacent to Braulio Carrillo National Park, Costa Rica. *Human Ecology* 34:407-431.
- Tacharntke, T., Clough, Y., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J., Wanger, T.C., Whitbread, A. 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* 151:53-59.
- Tenza Peral, A., Garcia-Barrios, L., Gimenez Casalduero, A., 2011. Agriculture and conservation in Latin America in the 21st century: Shall we celebrate the 'forest transition' or actively build the 'nature matrix'. *Interciencia* 36:500-507.
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Befort, B.L. 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108:20260-20264.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671-677.
- Toledo, V.M., Barrera-Bassols, N. 2008. *La Memoria Biocultural: La Importancia Ecológica de las Sabidurías Tradicionales*. Icaria, Barcelona, España.
- UNEP-UNCTAD. 2008. *Organic Agriculture and Food Security in Africa*. UNEP-UNCTAD Capacity Building Task Force on Trade, Environmental and Development. UN, New York and Geneva. Disponible en: http://unctad.org/en/docs/ditcted200715_en.pdf
- Uphoff, N. 2003. Higher yields with fewer external inputs? the system of rice intensification a potential contribution to agricultural sustainability. *International Journal of Agricultural Sustainability* 1:38-50.
- Vandermeer, J. 1997. Syndromes of production: an emergent property of simple agroecosystem dynamics. *Journal of Environmental Management* 51:59-72.
- Vandermeer, J., Perfecto, I. 2005. The future of farming and conservation. *Science* 308:1257-1258
- Vandermeer, J., Perfecto, J. 1997. The agroecosystem: a need for the conservation biologist's lens. *Conservation Biology* 11:591-592.
- Vögeli, M., Serrano, D., Pacios, F., Tella, J.L. 2010. The relative importance of patch habitat quality and landscape attributes on a declining steppe-bird metapopulation. *Biological Conservation* 143:1057-1067.
- Watling, J. I., Donnelly, M.A. 2006. Fragment as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conservation Biology* 20:1016-1025.
- Wright, J. 2005. *Falta Petróleo! Perspectives on the Emergence of a More Ecological Farming and Food System in Post-crisis Cuba*, PhD, Dissertation. Wageningen, The Netherlands.