

Lo que sabemos y no sabemos sobre los sistemas agroforestales tropicales y la provisión de múltiples servicios ecosistémicos. Una revisión

C.A. Ruiz - Agudelo^{1,2,*}, S.L. Hurtado Bustos¹, Y.P. Carrillo Cortes³, C.A. Parrado Moreno⁴

- (1) Programa de Doctorado en Ciencias Ambientales y Sostenibilidad, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Carrera 4 # 22-61, Bogotá, Colombia.
(2) Facultad de Ciencias Económicas, Administrativas y Contables, Fundación Universitaria Los Libertadores, Carrera 16 # 63 A – 68, Bogotá, Colombia.
(3) Programa de Maestría en Ciencias Agrarias con énfasis en Suelos y Aguas, Universidad Nacional de Colombia, Carrera 45 # 26-85, Bogotá, Colombia.
(4) Universidad de Zamorano, Municipality of San Antonio de Oriente. Francisco Morazan, Honduras, C.A.

* Autor de correspondencia: César Augusto Ruiz Agudelo [cesara.ruiza@utadeo.edu.co]

> Recibido el 12 de marzo de 2019 - Aceptado el 04 de septiembre de 2019

Ruiz-Agudelo, C.A., Hurtado Bustos, S.L., Carrillo Cortés, Y.P., Parrado Moreno, C.A. 2019. Lo que sabemos y no sabemos sobre los sistemas agroforestales tropicales y la provisión de múltiples servicios ecosistémicos. Una revisión. *Ecosistemas* 28(3):26-35. Doi.: 10.7818/ECOS.1697

La búsqueda de nuevos métodos para la sostenibilidad de la agricultura ha llevado a un renovado interés en la práctica ancestral de asociar árboles al agroecosistema. Esta práctica conocida como agroforestería se fundamenta en el beneficio aportado por los árboles al sistema de cultivo en el que están integrados, así como su potencial para proveer múltiples servicios ecosistémicos (SE). A partir de una exhaustiva revisión de literatura, se formula un modelo conceptual que permita entender las relaciones entre sistemas agroforestales tropicales, tipo e intensidades de sombra, y SE (biomasa agrícola, captura de carbono y carbono orgánico en suelo, fertilidad del suelo y regulación hídrica). Se destacan los aspectos clave que deben considerarse en el diseño y gestión de los agroecosistemas tropicales, y los vacíos de investigación que deberían ser abordados.

Palabras clave: áreas de sombra; biomasa agrícola; carbono orgánico en suelo; diversidad; fertilidad del suelo; producción agrícola; regulación hídrica; sistemas agroforestales

Ruiz-Agudelo, C.A., Hurtado Bustos, S.L., Carrillo Cortés, Y.P., Parrado Moreno, C.A. 2019. What we know and do not know about tropical agroforestry systems and multiple ecosystem services provision. A review. *Ecosistemas* 28(3):26-35. Doi.: 10.7818/ECOS.1697

The methods search for agriculture sustainability has led to a renewed interest in the ancestral practice of associating trees with the agroecosystem, known as agroforestry, and which is based on the benefit provided by trees to the farming system in which they are integrated, and their potential to provide multiple ecosystem services (ES). Based on a comprehensive literature review, a conceptual model is formulated to understand the relationships between tropical agroforestry systems, shade types, and ES provision (agricultural biomass, carbon capture and organic carbon in the soil, soil fertility and water regulation). We highlight key aspects that must be considered in the design and management of tropical agroecosystems, in addition to research gaps that should be addressed.

Keywords: agricultural production; agricultural Biomass; agroforestry; diversity; shadow; soil fertility; soil organic carbon; water regulation

Introducción

Durante la segunda mitad del siglo XX, la agricultura experimentó una intensificación a nivel mundial, que aumentó la producción con un cambio sustancial de las prácticas agrícolas (Stoate et al. 2001). Esto desencadenó la perturbación de hábitats naturales y seminaturales por mecanización, aplicación excesiva de fertilizantes, y expansión de monocultivos (Tscharntke et al. 2005), siendo así el principal motor de pérdida de biodiversidad en paisajes agrícolas (Schmidt y Tscharntke 2005).

Los servicios ecosistémicos (SE) son coproducidos por los humanos y la naturaleza como resultado de las interacciones entre las funciones ecológicas, la gestión del suelo y las necesidades sociales (Bennett et al. 2015; Reyers et al. 2013; Ruoso et al. 2015), aunque los mecanismos de esta coproducción son poco conocidos (Schrö-

ter et al. 2012). En los últimos 50 años los ciclos naturales de nutrientes han sido alterados por el aumento en la aplicación de fertilizantes sintéticos, incrementando la degradación de los suelos, las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), la acumulación de sales, la contaminación hídrica, y la pérdida de SE (Carpenter et al. 1998; Daoji y Daler 2004; Galloway et al. 2003; Galloway et al. 2008; Tilman et al. 2002).

La sostenibilidad de la agricultura depende de un amplio conjunto de SE (Raudsepp-Hearne et al. 2010; Zhang et al. 2007) que pueden mantenerse y potenciarse a través de prácticas de conservación, como el arado mínimo, el control de la escorrentía, la fertilización natural del suelo, el almacenamiento de carbono (Djoudia et al. 2018; Power 2010; Steffen et al. 2015; Tomich et al. 2016; Tully y Ryals 2017) y el mantenimiento de la biodiversidad. Isbell et al. (2011), Rundlöf y Smith (2006) y Tscharntke et al. (2012a;

2012b) reportan que los cultivos en paisajes moderadamente complejos albergan mayor diversidad de especies en comparación con los homogéneos, lo cual redundaría en una mayor provisión de SE.

El rol de los agricultores como gestores del capital natural se torna relevante (Smith y Sullivan 2014), dado que las diversas actividades humanas determinan intencionalmente la estructura de los Paisajes Agroforestales (PA) y el suministro de SE (Meacham et al. 2016; Queiroz et al. 2015). Por ejemplo, la composición y la heterogeneidad de los paisajes influyen en la dinámica poblacional de plagas de insectos y sus enemigos naturales, entre otros aspectos (Bianchi et al. 2006). La estructura espacial de los PA es el resultado de la configuración de las coberturas agrícolas y seminaturales (Gil-Tena et al. 2015), cuya heterogeneidad se relaciona con su capacidad para proporcionar SE y múltiples beneficios (Billeter et al. 2008; Chiron et al. 2010; Filippi-Codaccioni et al. 2010; Inkoom et al. 2018; Michel et al. 2007; Opdam et al. 2016; Tellería et al. 2008). Aun así, se requieren evidencias adicionales, dado el desafío de preservar y aumentar la diversidad funcional, sin menoscabar la producción de alimentos (Franzliebbers et al. 2007; Garbach et al. 2017; Gil-Tena et al. 2015; Ponisio et al. 2014; Seufert et al. 2012).

En la búsqueda de nuevos métodos para una agricultura sostenible, renace el interés por la agroforestería, fundamentada en los beneficios aportados por los árboles al sistema agrícola (Adhikari y Hartemink 2016; Cannell et al. 1996; Dendoncker et al. 2018). Abarca diversas prácticas agroecológicas que van desde mejorar la eficiencia del uso de insumos, hasta aumentar la contribución de la diversidad funcional y los SE a la producción (Duru et al. 2015). En este sentido los PA que involucran áreas de sombra, mantienen y potencian la provisión de SE (Bommarco et al. 2013; Bommarco et al. 2018; Donald et al. 2006). Adicionalmente, los árboles pueden tener una variedad de usos, desde la producción de madera, hasta la regulación o apoyo de diversas funciones, como el control de plagas y el ciclo de nitrógeno (Torquebiau 2000). No obstante, también pueden inhibir algunos SE, mediante la competencia por luz, agua y nutrientes (van Noordwijk y Brussaard 2014; van Noordwijk et al. 2015; Zhang et al. 2007).

Es fundamental comprender cómo las prácticas agroecológicas influyen en los flujos de SE (Dale y Polasky 2007; Duru et al. 2015). Esto aportaría a decisiones de gestión menos perjudiciales y en línea con las expectativas de los consumidores y los habitantes locales (Landis 2017). Este documento formula un modelo conceptual para el entendimiento de las relaciones entre sistemas agroforestales (SAF), tipo e intensidades de sombra, y SE: biomasa agrícola; captura de carbono (C) y carbono orgánico en suelo (COS); fertilidad del suelo y regulación hídrica. Se plantea como hipótesis que el efecto de los tipos de sombra sobre la provisión de múltiples SE, depende de su interacción con la gestión del cultivo para generar "trade-offs" o sinergias entre algunos de estos. Con base en los hallazgos de la revisión, se destacan aspectos clave que deben considerarse para el diseño y la gestión de SAF tropicales.

Materiales y Métodos

Para la formulación del modelo conceptual, se desarrollaron las siguientes fases.

1. **Revisión de literatura.** En las bases *ISI Web of Knowledge*, *ISI Web of Science*, *Annual Reviews*, *EBSCOhost*, *Science Direct* y *SCOPUS*, con las palabras claves: "Biodiversity, agroecosystems, shadow trees, shaded coffee, nutrient cycles, ecosystem services, coffee under shadow, coffee agroecosystems, sun-grown, shade-grown, coffee yield", y los conectores booleanos "OR/AND".
2. **Priorización de los SE a analizar:** biomasa agrícola; captura de carbono y COS; fertilidad del suelo; y regulación hídrica; por ser los más considerados en la literatura revisada.

3. **Síntesis de los hallazgos en un modelo conceptual que exprese las relaciones entre SAF, tipo e intensidades de sombra y SE,** con base en 90 publicaciones revisadas. El modelo fue construido con *VENSIM 7.2*.
4. **Análisis desde el sistema productivo de café tropical,** como caso de aplicación del modelo conceptual.

Resultados

Modelo conceptual de las relaciones entre SAF tropicales, tipo e intensidades de sombra y SE

En la **Figura 1** se presenta el modelo general. Se considera que el factor de análisis central es el efecto del SAF (rombo en **Fig. 1**), sobre los SE: biomasa agrícola; captura de carbono y COS; fertilidad del suelo; y regulación hídrica (cajas en **Fig. 1**).

De acuerdo con Bommarco et al. (2018) un SAF es muy variable y depende del contexto socioambiental y los recursos disponibles para el agricultor (triángulos en **Fig. 1**). Cerda et al. (2017), plantean que en los SAF existen dos factores clave que influyen en sus funciones y procesos ecológicos, afectando la provisión de SE, estos son: i) porcentaje de sombra; y ii) diversidad del SAF / diversidad del área de sombra (hexágonos en la **Fig. 1**). No obstante, Meylan et al. (2017) y Hasselquist et al. (2018) indican que la certidumbre del efecto combinado del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF sobre la oferta de SE, ha sido pobremente abordada y la evidencia es contradictoria (¿?, en **Fig. 1**). El mismo vacío se evidencia para el efecto combinado de diversidad taxonómica y diversidad estructural, sobre la oferta de SE (¿+; -? en **Fig. 1**).

En este sentido, Kremen y Miles (2012) al comparar la provisión de 12 SE en sistemas de cultivo convencionales y en SAF concluyeron que "se necesita de manera crítica estudios integrados sobre la influencia de diferentes prácticas agrícolas en múltiples SE". Afirmación reforzada por las pocas evaluaciones de SE a escala de PA (Porter et al. 2009; Sandhu et al. 2010). Además, es necesario analizar si los SE están en relación *Trade-offs* o sinérgica (Gomez-Baggethun et al. 2014; Raudsepp-Hearne et al. 2010).

A partir de este modelo general se desarrollan submodelos para cada SE, con el fin de identificar los aspectos clave que deben contemplarse en el diseño y la gestión de SAF.

Modelo conceptual para los efectos del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF, sobre el SE de biomasa agrícola

Los resultados de la revisión de literatura permiten plantear un modelo conceptual para el SE biomasa agrícola. De acuerdo con la **Figura 2** se plantea lo siguiente.

1. Los efectos conjuntos del porcentaje de sombra, diversidad estructural y taxonómica del SAF sobre el SE de biomasa agrícola, siguen inexplorados y es necesario la recopilación de mayor evidencia empírica para establecerlos con claridad (¿? en **Fig. 2**).
2. Es posible tener una mayor biomasa agrícola con porcentajes medios de sombra (29 al 50%). La ausencia de sombra o un alto porcentaje de esta, tienden a reducirla (- en **Fig. 2**).
3. Una diversidad estructural multiestratificada tiende a disminuir la biomasa agrícola por efectos de la competencia por luz y recursos (- en **Fig. 2**).
4. La biomasa agrícola tiende a disminuir frente a una baja diversidad taxonómica (- en **Fig. 2**), mientras que una diversidad media tiende a potenciarla (+ en **Fig. 2**). Una alta diversidad taxonómica en los SAF, si bien potencia la oferta de cobeneficios (otros productos alimenticios, o productos forestales maderables y no maderables), puede disminuir la biomasa agrícola (¿+; -? en **Fig. 2**).

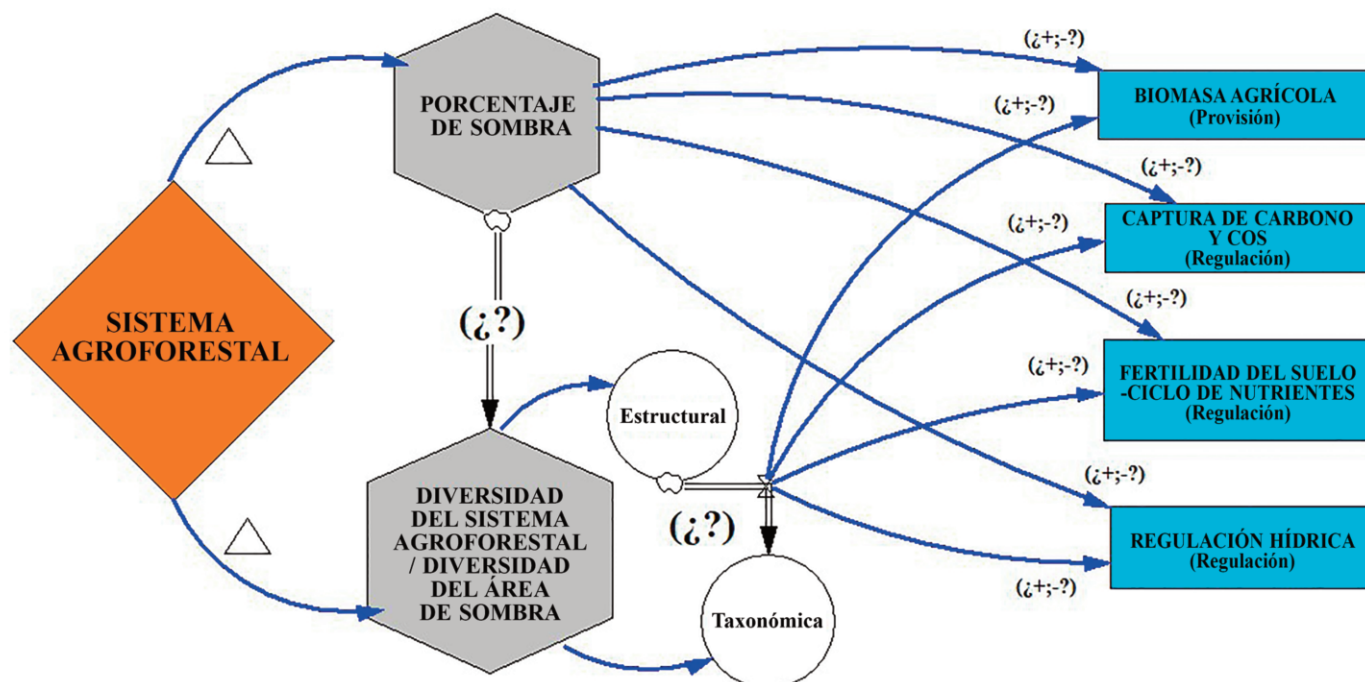


Figura 1. Modelo conceptual general. (¿?) indican relaciones controversiales o pobremente abordadas en la literatura; **D** indica la variabilidad del SAF por tipos de manejo y factores externos; (¿+; -?) indican las influencias a definir sobre los SE. Elaboración propia (Vensim 7.2.).

Figure 1. General conceptual model. (¿?) Indicate controversial or poorly addressed relationships in literature; **D** indicates AFS variability by management types and external factors; (¿+; -?) Indicate influences on ES to be defined. Own elaboration (Vensim 7.2.).

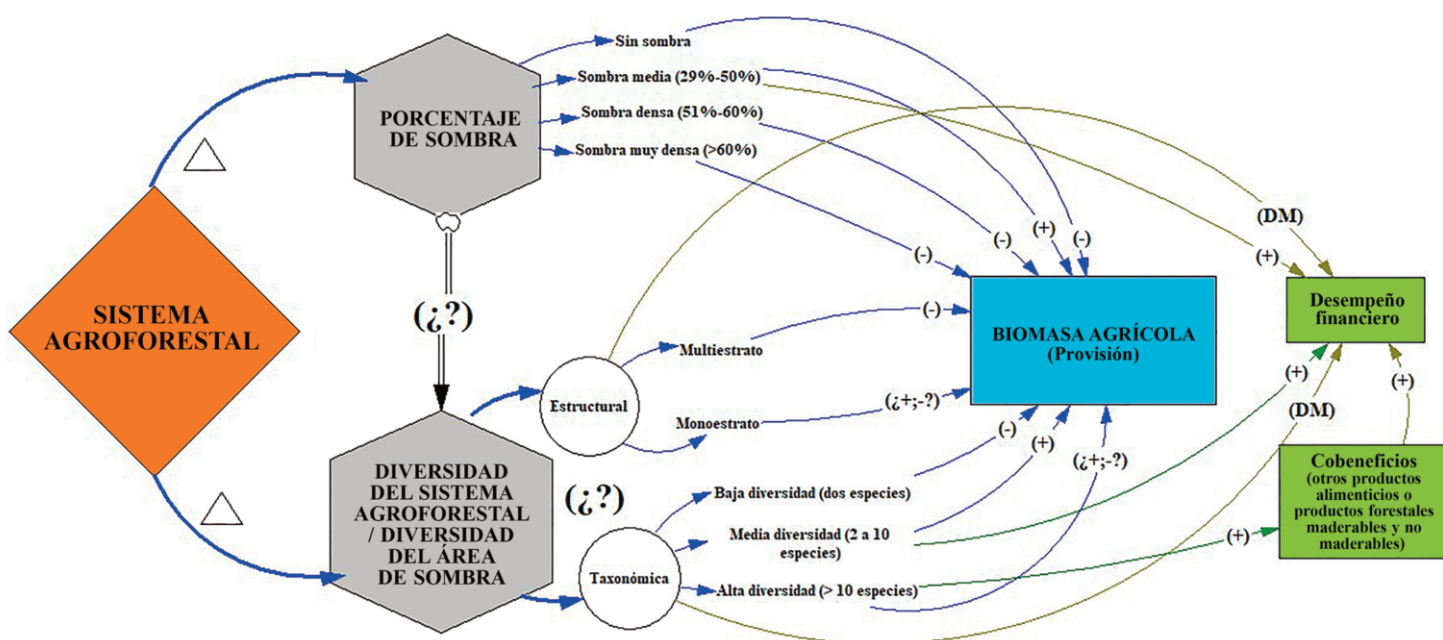


Figura 2. Modelo conceptual para los efectos del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF, sobre el SE de biomasa agrícola. (+) Señala un efecto positivo y (-) señala un efecto negativo sobre el servicio o las variables respuesta; (¿+; -?) señalan tendencias no claramente definidas; (DM) señala una relación muy variable que depende del manejo local del SAF. Elaboración propia (Vensim 7.2.).

Figure 2. The conceptual model for shade percentage effects and AFS diversity, on agricultural biomass. (+) Indicates a positive effect and (-) indicates a negative effect on the service or response variables; (¿+; -?) Indicate trends not clearly defined. Own elaboration (Vensim 7.2)

Modelo conceptual para los efectos del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF, sobre la acumulación de COS y los flujos de CO₂, N₂O y CH₄

Acorde con la **Figura 3**, fue posible plantear un modelo conceptual para la acumulación de COS y los flujos de CO₂, N₂O y CH₄.

1. Porcentajes medios de sombra (29 al 50%), incrementan el COS y la fijación de CO₂ atmosférico. De acuerdo con la evidencia analizada, la ausencia de sombra tiende a reducir el COS y a aumentar los flujos de CO₂ suelo – atmósfera (- en **Fig. 3**).
2. Una diversidad estructural multiestratificada tiende a aumentar el COS y la fijación de CO₂, además disminuye los flujos de CO₂ y CH₄ (+ en **Fig. 3**).
3. Una baja diversidad taxonómica tiende a disminuir el COS y la fijación de CO₂ (- en **Fig. 3**). Una diversidad media tiende a potenciar el contenido de COS y la captura de CO₂ (+ en **Fig. 3**).
4. Existen relaciones no definidas claramente: i) el efecto de sombra densa y muy densa sobre el COS y la captura de CO₂ (¿+; -? en **Fig. 3**); ii) el efecto de una alta diversidad taxonómica sobre el COS y la captura de CO₂ (¿+; -? en **Fig. 3**).
5. Es posible evidenciar una relación tipo “trade – off”, explicada por el manejo del SAF. Entre mayor COS - mayor captura de CO₂ - mayores emisiones de N₂O (*Trade - off* en **Fig. 3**).

Modelo conceptual para los efectos del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF, sobre la fertilidad del suelo

De acuerdo con la revisión se puede establecer una relación entre las prácticas en los SAF y la fertilidad del suelo (**Fig. 4**).

1. Es posible tener una mayor fertilidad del suelo con porcentajes de sombra medios (29 al 50%) y densos (51 al 60%), mientras que la ausencia de sombra tiende a reducirla.
2. Una organización multiestratificada tiende a aumentar la fertilidad del suelo (+ en **Fig. 4**).
3. Existen relaciones sobre las cuales es necesario mayor investigación: i) el efecto de sombra muy densa sobre la fertilidad del suelo (¿+; -? en **Fig. 4**); y ii) el efecto de una baja diversidad estructural sobre la fertilidad del suelo (¿+; -? en **Fig. 4**).

Modelo conceptual para los efectos del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF, sobre la regulación hídrica

Frente a estas relaciones la literatura revisada evidencia más consensos. No obstante, se presentan algunas controversias que se detallan en la **Figura 5**.

1. Es posible tener una mayor regulación hídrica con porcentajes de sombra medios (29 al 50%) y densos (51 al 60%), mientras que la ausencia de sombra tienden a reducirla.
2. Una diversidad estructural multiestratificada tiende a aumentar la regulación hídrica (+ en **Fig. 5**).
3. Existen algunas relaciones sobre las cuales es necesario mayor investigación: i) el efecto de sombra muy densa, sobre la regulación hídrica (¿+; -? en **Fig. 5**); y ii) el efecto de una baja diversidad estructural sobre la regulación hídrica (¿+; -? en **Fig. 5**).

Discusión

Efectos del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF, sobre el SE de biomasa agrícola

La transformación hacia sistemas agrícolas sin áreas de sombra, con aplicación de agroquímicos y selección de genotipos, como sucede en cultivos de café (Jezeer et al. 2018), se relaciona con el desempeño financiero basado en el rendimiento del cultivo y los costos de producción, para alcanzar mayores ingresos a corto plazo, poniendo en peligro la provisión de SE relevantes para la actividad agrícola (Foley et al. 2011) (**Fig. 2**). Esto sumado a otros factores que amenazan la agricultura, como fluctuaciones en los precios de productos, nuevas enfermedades y la vulnerabilidad

ante el cambio climático, han redirigido la atención hacia los SAF que pueden mitigar estos problemas (Meylan et al. 2017; Schroth et al. 2004; Steffan-Dewenter et al. 2007; Steiman et al. 2011). Si bien los impactos positivos de los arreglos agroforestales sobre la biodiversidad han sido ampliamente estudiados, aún no hay consenso respecto a qué tan productivos y rentables son (Bennett et al. 2012) (**Fig. 2**).

Jezeer et al. (2017), analizaron 25 sistemas agrícolas de café y cacao, encontrando que los SAF alcanzaban una mejor relación costo-beneficio frente a los sistemas convencionales y también un promedio de ingresos mayor al 23%. Sin embargo, la productividad promedio por hectárea de los SAF decreció un 26%, debido al manejo de diferentes densidades de sombra (**Fig. 2**). Este hallazgo concuerda con buena parte de la literatura, que expone una relación negativa entre el aumento del área de sombra y la producción (Foley et al. 2011; Seufert et al. 2012). Al analizar tres categorías de sombra: baja (<40 árboles), media (41 a 100 árboles) y alta (>100 árboles), Jezeer et al. (2017) no encontraron diferencias significativas en la productividad.

Otros estudios muestran que un moderado nivel de sombra tiene poco efecto sobre la biomasa agrícola (Perfecto et al. 2005; Soto-Pinto et al. 2000), mientras que Somarriba y Beer (2010) encontraron que áreas de sombra entre 23 y 38% tenía un efecto positivo en la productividad y que esta se mantenía estable con porcentajes de sombra entre 38 y 48%, disminuyendo cuando es mayor al 50%. En la misma línea, Bisseleua et al. (2009) determinaron que la productividad aumenta en áreas de sombra entre el 28 y 47%, permanece estable entre 49 y 55%, y disminuye cuando el porcentaje de sombra es mayor al 60%. Igualmente, Cerda et al. (2017) para 69 agroecosistemas de café en Costa Rica, encuentran que bajo sombra la productividad es más estable en el tiempo, asegurando la sostenibilidad en el ingreso de los agricultores. Lo anterior indica que una cobertura ideal, para SAF tropicales, puede variar entre el 15 y 60% (Avelino et al. 2015; Belsky y Siebert 2003; Cerda et al. 2017; DaMatta 2004; Ponte 2002; Rice 2008) (**Fig. 2**).

Meylan et al. (2017) también analizan SAF de baja cobertura y diversidad de sombra y encuentran que la biomasa agrícola no se afecta por la presencia de árboles. Destacan los beneficios generados al suelo, como una mayor tasa de infiltración y disponibilidad de N. Otros autores como Campanha et al. (2005), Muschler (2001), Steffan-Dewenter et al. (2007), van Noordwijk et al. (2015) y Vaast et al. (2006) demuestran que la disminución de la producción del cultivo se debe a que los árboles pueden inhibir algunos SE, al competir por recursos (**Fig. 2**). Sin embargo, el efecto del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF sobre el SE de biomasa agrícola, también depende de otros factores como las condiciones ambientales locales, el clima, el tipo de manejo, las características del suelo y las especies usadas para generar la sombra (Beer et al. 1998; Meylan et al. 2017; Romero-Alvarado et al. 2002; Soto-Pinto et al. 2000; Staver et al. 2001). Factores que son necesarios considerar en una visión de productividad y rentabilidad, al mismo tiempo que de provisión de SE a largo plazo (Schnabel et al. 2018).

Efectos del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF, sobre la acumulación de COS en suelo y los flujos de CO₂, N₂O y CH₄

El suelo es el segundo reservorio global más grande de C, desempeñando un rol importante en la mitigación y adaptación al cambio climático (FAO 2005; Hergoualc'h et al. 2012). El COS es parte fundamental del ciclo del C, y es considerado un indicador de calidad del suelo al contribuir a la agregación de partículas, la estabilidad estructural y la porosidad (Lal 2004) (**Fig. 3**). De esta manera, la disminución del COS degrada su calidad, reduce la productividad y su capacidad de amortiguación (Lal y Bruce 1999). El rompimiento de los agregados del suelo y la exposición del COS por arado intensivo, acentúan la descomposición microbiana del C y N, conduciendo a mayores emisiones de GEI (Albrecht y Kandji 2003; Datta et al. 2013).

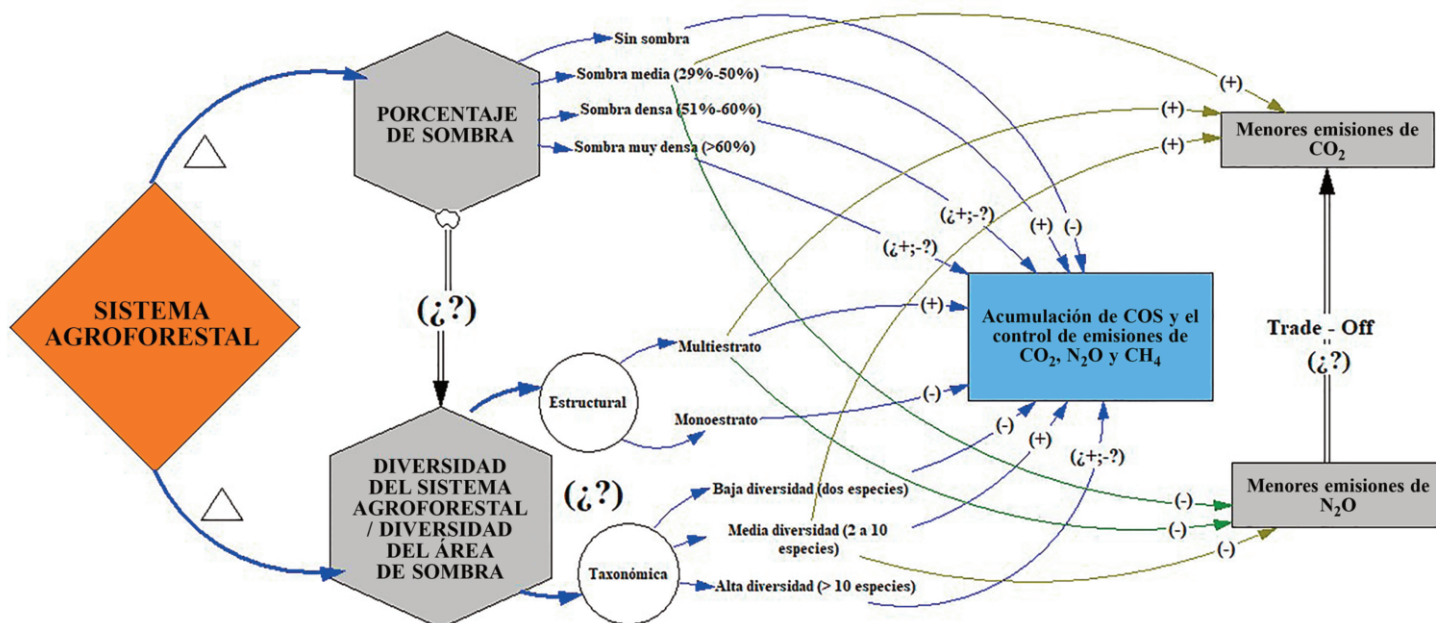


Figura 3. Modelo conceptual para los efectos del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF, sobre la acumulación de COS y los flujos de CO₂, N₂O y CH₄. (+) Señala un efecto positivo y (-) señala un efecto negativo sobre el servicio o las variables respuesta; (¿+; -?) señala tendencias y relaciones no claramente definidas. Elaboración propia (Vensim 7.2).

Figure 3. The conceptual model for shade percentage effects and AFS diversity, on the SOC accumulation and the CO₂, N₂O and CH₄ flows. (+) Indicates a positive effect and (-) indicates a negative effect on the service or response variables; (¿+; -?) Indicate trends not clearly defined. Own elaboration (Vensim 7.2).

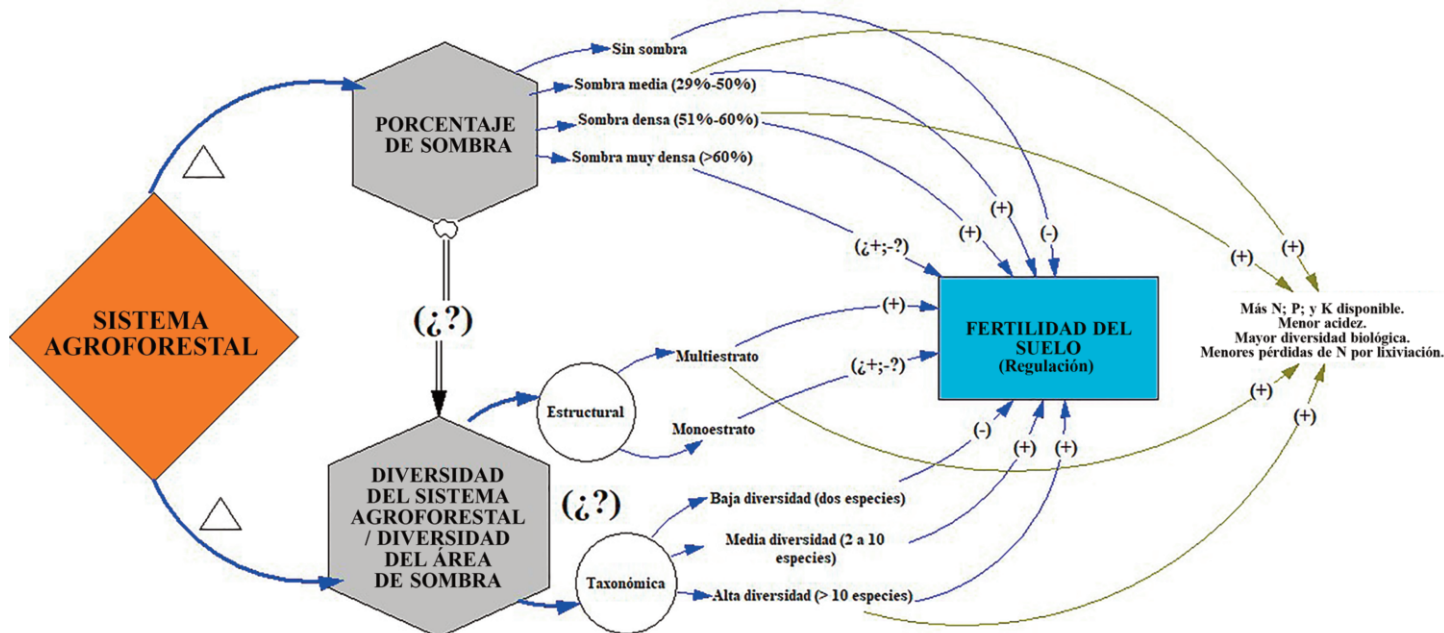


Figura 4. Modelo conceptual para los efectos del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF, sobre la fertilidad del suelo. (+) Señala un efecto positivo y (-) señala un efecto negativo sobre el servicio o las variables respuesta; (¿+; -?) señala tendencias y relaciones no definidas claramente. Elaboración propia (Vensim 7.2).

Figure 4. The conceptual model for shade percentage effects and AFS diversity, on soil fertility. (+) Indicates a positive effect and (-) indicates a negative effect on the service or response variables; (¿+; -?) Indicate trends not clearly defined. Own elaboration (Vensim 7.2).

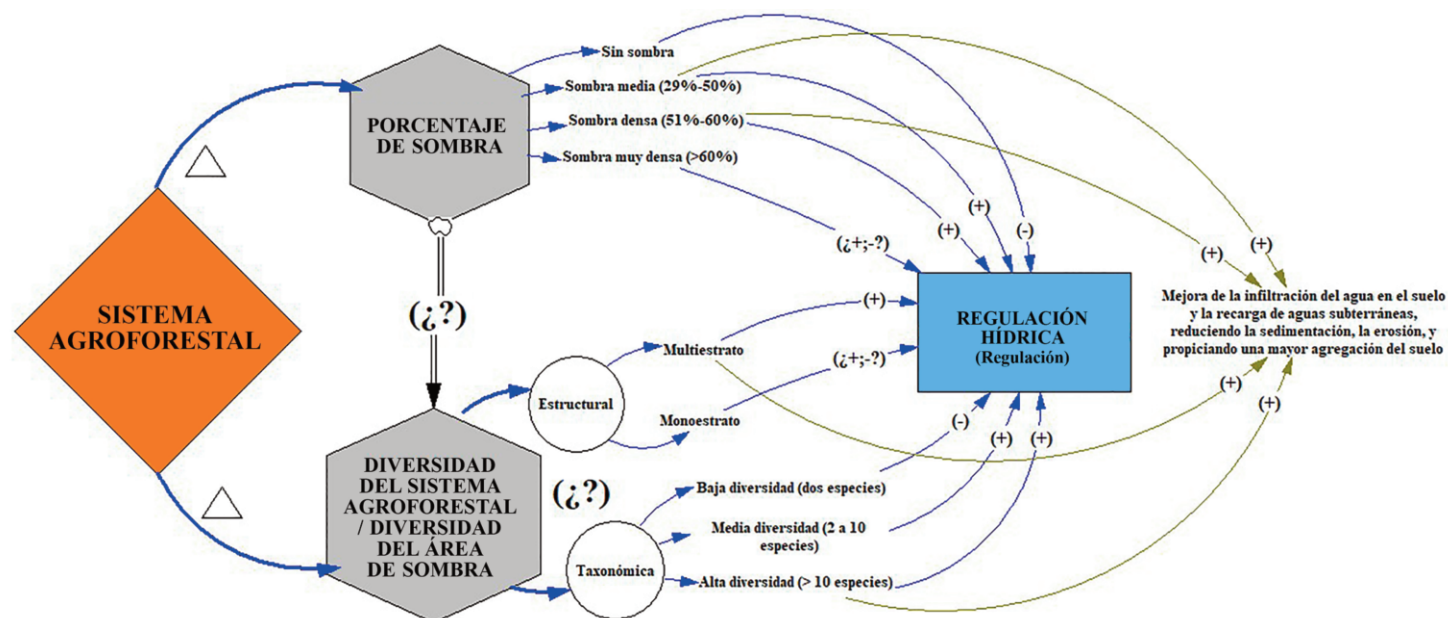


Figura 5. Modelo conceptual para los efectos del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF, sobre la regulación hídrica. (+) Señala un efecto positivo y (-) señala un efecto negativo sobre el servicio o las variables respuesta; (¿+; -?) señala tendencias y relaciones no definidas claramente. Elaboración propia (Vensim 7.2.).

Figure 5. The conceptual model for shade percentage effects and AFS diversity, on water regulation. (+) Indicates a positive effect and (-) indicates a negative effect on the service or response variables; (¿+; -?) Indicate trends not clearly defined. Own elaboration (Vensim 7.2.).

Los SAF pueden disminuir las emisiones de CO₂ (Fig. 3), aumentando las reservas de C en el sistema suelo – planta, mejorando la regulación hídrica y de nutrientes, a la vez que se mantienen las propiedades y procesos del suelo (Hergoualc'h et al. 2008; Hergoualc'h et al. 2012; Palm et al. 2014). La inclusión de árboles en los sistemas de producción aumenta sustancialmente la cantidad de C almacenado en la biomasa (Henry et al. 2009) y el suelo (Lorenz y Lal 2014), al tiempo que permite la producción de alimentos (Montagnini y Nair 2004; Steenwerth et al. 2014). Aunque las evidencias no son concluyentes (Fig. 3), la agroforestería puede involucrar prácticas que favorecen las emisiones de N₂O y CH₄, al incluir árboles de leguminosas que aumentan la disponibilidad de N en el sistema (Chu et al. 2007; Hergoualc'h et al. 2008; Stehfest y Bouwman 2006; Verchot et al. 2005; Verchot et al. 2008).

Hergoualc'h et al. (2012), demostraron que la conversión de un monocultivo de café a una plantación agroforestal con *Inga densiflora*, especie fijadora de N₂, contribuyó a mitigar las emisiones de GEI (en 10.76 Mg CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹). Sin embargo, también evidenciaron que las emisiones de N₂O estaban relacionadas con las entradas de N, lo cual contrarrestaba el efecto positivo de los árboles en el secuestro de C. No obstante, el balance neto negativo de GEI del suelo era más pequeño en el SAF que en el monocultivo, ya que el secuestro de C en la biomasa del árbol de sombra compensó el balance negativo del SAF.

Por otra parte, Balaba y Byakagaba (2016) y Gomes et al. (2016), aseguran que no hay un conocimiento adecuado de los efectos del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF, sobre la acumulación de COS. Algunos estudios demuestran que los cultivos con árboles tienen mayor cantidad de COS que un monocultivo expuesto al sol, facilitando la captura de C y su estabilización. Por ejemplo, Hergoualc'h et al. (2012) encontraron que el contenido de C en la fitomasa y el suelo era mayor en un SAF (68.9 MgC/ha-32.4 MgC/ha), en comparación con un monocultivo (30.3 Mg C/ha.-14.1 MgC/ha, respectivamente) (Fig. 3).

Otros consideran que no se ha podido establecer una relación directa que atribuya a los árboles de sombra un cambio significativo en el stock de C en el suelo. En este contexto, Noponen et al. (2013)

señalan que las investigaciones se han centrado en el análisis de los centímetros superficiales del suelo, sin considerar la distribución de C al interior del perfil. Durante nueve años de seguimiento a agroecosistemas de café en Costa Rica y Nicaragua, en parcelas con manejo de sombra, las ganancias en el stock de C fueron altas entre 0 y 10 cm, disminuyendo entre los 10 y 40 cm, posiblemente debido al aumento en la aireación y los procesos de mineralización, generados por una mayor transpiración de arbustos y árboles.

Las especies para sombra utilizadas en el SAF, el tipo de manejo, las condiciones climáticas y las características del suelo, son factores determinantes de la acumulación de COS (Fig. 3). Considerar el tipo de árbol que ofrecerá sombra al cultivo, puede marcar diferencias significativas en la dinámica del C (Balaba y Byakagaba 2016; Cerda et al. 2017). El escaso conocimiento sobre las relaciones entre la biomasa aérea y el COS aumenta los sesgos en la cuantificación de las existencias totales de C, que siguen basadas en una "correspondencia imaginaria" con la biomasa aérea (Noponen et al. 2013).

Efectos del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF, sobre la fertilidad del suelo

Los ciclos de nutrientes son una función de la estructura del paisaje, el manejo del sistema de producción, y de factores biofísicos como: textura del suelo, mineralogía, topografía, nivel freático, clima local y diversidad de organismos (Sollins et al. 1988; Weil y Brady 2015; Wong et al. 1990). Tully y Rials (2017), adelantaron una revisión comparando prácticas agronómicas en relación con la eficiencia del ciclo de nutrientes, evaluando: i) reducción de la escorrentía, lixiviación y erosión; ii) emisiones de GEI; iii) almacenamiento de C; iv) incremento de la biomasa microbiana; y v) aumento en la retención del agua. Esto evidenció que las emisiones de N₂O eran menores en los SAF tropicales, en comparación con sistemas de monocultivo (Fig. 3). Además, proporcionaron información para afirmar que en cultivos con sombra se reducía la erosión y la escorrentía, y se aumentaba la captura de C en el suelo y la biomasa microbiana, en comparación con cultivos sin sombra (Fig. 4). Sin embargo, la información no fue contundente para determinar que

los cultivos con sombra reducen la lixiviación de N manteniendo la fertilidad natural del suelo.

Es fundamental conocer los procesos metabólicos que promueven la disponibilidad de nutrientes, su eficiente asimilación por parte de las plantas, y la conservación de la fertilidad natural del suelo (Smith y Read 2008). Meylan et al. (2017) determinan que los SAF diversos y con sombra generan beneficios relacionados con la calidad del suelo (Fig. 4). Por su parte Cerda et al. (2017), al analizar los efectos de diferentes tipos de sombra e intensidades de manejo, concluyen que estos parámetros son importantes para mantener la fertilidad. Igualmente, consideran que la sombra es importante para reducir la acidez, aumentar la disponibilidad de K y mantener la relación C y N (Fig. 4). Por esto, el uso de árboles para sombra puede reducir la necesidad de fertilizantes nitrogenados y el uso de enmiendas para corregir la acidez, reduciendo la contaminación y los costos de producción (Tully et al. 2013).

Efectos del porcentaje de sombra y la diversidad del SAF, sobre la regulación hídrica

En la gestión de SAF son comunes los conflictos entre diversos servicios, como la provisión de alimentos y la regulación hídrica (Elevitch et al. 2018; Tilman et al. 2002; Zarrineh et al. 2018; Zhang et al. 2007). En este contexto, González-Esquivel et al. (2015) al evaluar agroecosistemas en México y comparar la producción de cultivos básicos para la subsistencia y un cultivo comercial para los mercados de exportación, determinaron las relaciones “Trade-offs” entre SE de provisión (biomasa agrícola) y regulación (regulación hídrica). Encontraron que las coberturas incorporadas a los sistemas productivos tenían un efecto positivo en la regulación hídrica a escala de predio y de PA, sin afectar la provisión de biomasa agrícola (Fig. 5).

Numerosos estudios resaltan el importante rol que juegan los árboles en el ciclo hidrológico local, al mejorar la infiltración del agua en el suelo, la recarga de aguas subterráneas, reducir la sedimentación, la erosión, y propiciar una mayor agregación del suelo (Bruijnzeel 2004; Calder 2007; Hasselquist et al. 2018; Hayward 2005; Ilstedt et al. 2016; Jackson et al. 2005; Malmer et al. 2010; van Dijk y Keenan 2007). Contribuciones como las de Balaba y Byakagaba (2016), Cerda et al. (2017) y Tully y Rials (2017), muestran claramente que bajo SAF (diversos y con porcentajes medios de sombra) la regulación hídrica se ve claramente mejorada (Fig. 5).

Conclusiones

Los efectos combinados de porcentaje de sombra, diversidad estructural y taxonómica del SAF, sobre la biomasa agrícola; el COS; los flujos de GEI; la fertilidad del suelo; y la regulación hídrica, siguen siendo controversiales. Es necesaria la recopilación de mayor evidencia empírica para establecer con claridad las siguientes relaciones. i) El efecto de una menor diversidad estructural y una mayor diversidad taxonómica sobre la producción agrícola; ii) El efecto de sombra densa - muy densa y una alta diversidad taxonómica sobre la acumulación de COS y los flujos de CO₂, N₂O y CH₄; iii) El efecto de sombra muy densa sobre la fertilidad del suelo y la regulación hídrica; y iv) El efecto de una baja diversidad estructural sobre la fertilidad del suelo y la regulación hídrica.

Los efectos combinados de porcentaje de sombra, diversidad estructural y taxonómica del SAF sobre la provisión de múltiples SE, aunque dependen de la interacción con la gestión del sistema productivo, no pudieron ser determinados con los estudios revisados. El factor más importante es la escala de tiempo necesaria para su análisis.

La revisión identificó algunos aspectos esenciales para el diseño y gestión de SAF tropicales. Sin embargo, definir la combinación idónea de árboles y su diversidad (estructural y taxonómica) para potenciar la biomasa agrícola sin menoscabar la oferta de otros SE, sigue representando un vacío de investigación.

Referencias

- Adhikari, K., Hartemink, A.E. 2016. Linking soils to ecosystem services—a global review. *Geoderma* 262:101–111. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
- Albrecht, A., Kandji, S. 2003. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99: 15–27. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00138-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00138-5)
- Avelino, J., Cristancho, M., Georgiou, S., Imbach, P., Aguilar, L., Bornemann, G., Läderach, P., Anzueto, F., Hruska, A.J., Morales, C. 2015. The coffee rust crises in Colombia and Central America (2008–2013): impacts, plausible causes and proposed solutions. *Food Security* 7: 303–321. <https://doi.org/10.1007/s12571-015-0446-9>
- Balaba, S., Byakagaba, P. 2016. Soil organic carbon stocks under coffee agroforestry systems and coffee monoculture in Uganda. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 216: 188–193. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.037>
- Beer, J., Muschler, R., Kass, D., Somarriba, E. 1998. Shade management in coffee and cacao plantations. En: Nair P.K.R., Latt C.R. (eds) *Directions in Tropical Agroforestry Research*. Forestry Sciences, vol 53. Springer, Dordrecht. Países Bajos. https://doi.org/10.1007/978-94-015-9008-2_6
- Belsky, J.M., Siebert, S.F. 2003. Cultivating cacao: implications of sun-grown cacao on local food security and environmental sustainability. *Agriculture, Food, and Human Values Society* 20: 277–285. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1026100714149>
- Bennett, A.J., Bending, G.D., Chandler, D., Hilton, S., Mills, P. 2012. Meeting the demand for crop production: the challenge of yield decline in crops grown in short rotations. *Biological Reviews* 87: 52–71. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00184.x>
- Bennett, E.M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B.N., et al. 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:76–85. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.007>
- Bianchi, F.J.J.A., Booi, C.J.H., Tschamtk, T. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B* 273:1715–1727. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Billetter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Edwards, P.J. 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: A pan-European study. *Journal of Applied Ecology* 45(1): 141–150. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x>
- Bisseleua, D.H.B., Missoup, A.D., Vidal, S. 2009. Biodiversity conservation, ecosystem functioning, and economic incentives under cocoa agroforestry intensification. *Conservation Biology* 23:1176–1184. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01220.x>
- Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S.G. 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology and Evolution* 28 (4): 230–238. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012>
- Bommarco, R., Vicob, G., Hallinc, S. 2018. Exploiting ecosystem services in agriculture for increased food security. *Global Food Security* 17: 57–63. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2018.04.001>
- Bruijnzeel, L.A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? *Agriculture Ecosystems and Environment* 104: 185–228. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>
- Calder, I.R. 2007. Forests and water—Ensuring forest benefits outweigh water costs. *Forest Ecology and Management* 251: 110–120. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.015>
- Campanha, M., Santos, R., de Freitas, G., Martinez, H., Garcia, S., Finger, F. 2005. Growth and yield of coffee plants in agroforestry and monoculture systems in Minas Gerais, Brazil. *Agroforestry Systems* 63: 75–82. <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000049435.22512.2d>
- Cannell, M., Van Noordwijk, M., Ong, C. 1996. The central agroforestry hypothesis: the trees must acquire resources that the crop would not otherwise acquire. *Agroforestry Systems* 34: 27–31. <https://doi.org/10.1007/BF00129630>
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8: 559–68. [https://doi.org/10.1890/10510761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/10510761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Cerda, R., Allinne, C., Gary, C., Tixier, P., Harvey, C.A., Krolczyk, L., Mathiot, C., Clément, E., Aubertot, J.-N., Avelino, J. 2017. Effects of shade, alti-

- tude and management on multiple ecosystem services in coffee agroecosystems. *European Journal of Agronomy* 82: 308–319. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.09.019>
- Chiron, F., Filippi-Codaccioni, O., Jiguet, F., Devictor, V. 2010. Effects of non-cropped landscape diversity on spatial dynamics of farmland birds in intensive farming systems. *Biological Conservation* 143(11): 2609–2616. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.003>
- Chu, H., Hosen, Y., Yagi, K. 2007. NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes in winter barley field of Japanese Andisol as affected by N fertilizer management. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 330–339. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.08.003>
- Dale, V.H., Polasky, S. 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics* 64(2): 286–296. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.05.009>
- DaMatta, F.M. 2004. Ecophysiological constraints on the production of shaded and unshaded coffee: a review. *Field Crops Research* 86: 99–114. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2003.09.001>
- Daoji, L., D. Daler. 2004. Ocean pollution from land-based sources: East China Sea, China. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 33: 107–13. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-33.1.107>
- Datta, A., Smith, P., Lal, R. 2013. Effects of long-term tillage and drainage treatments on greenhouse gas fluxes from a corn field during the fallow period. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 171: 112–123. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.03.014>
- Dendoncker, N., Boeraeve, F., Crouzat, E., Dufrêne, M., König, A., Barnaud, C. 2018. How can integrated valuation of ecosystem services help understanding and steering agroecological transitions? *Ecology and Society* 23(1):12. <https://doi.org/10.5751/ES-09843-230112>
- Djoudia, E., Marieb, A., Mangelot, A., Puechb, C., Aviron, S., Plantegenest, M., Pétilion, J. 2018. Farming system and landscape characteristics differentially affect two dominant taxa of predatory arthropods. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 259: 98–110. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.031>
- Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., van Bommel, F.P. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116:189–196. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.02.007>
- Duru, M., Therond, O., Fares, M. 2015. Designing agroecological transitions: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 35(4): 1237–1257. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0318-x>
- Elevitch, C.R., Mazaroli, N.D., Ragone, D. 2018. Agroforestry standards for regenerative agriculture. *Sustainability* 10 (9): 3337. <https://doi.org/10.3390/su10093337>
- FAO 2005. FAOSTAT Data (accessed 26.09.06) <http://faostat.fao.org>.
- Filippi-Codaccioni, O., Devictor, V., Bas, Y., Julliard, R. 2010. Toward more concern for specialization and less for species diversity in conserving farmland biodiversity. *Biological Conservation* 143 (6): 1493–1500. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.031>
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., et al. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478: 337–342. <http://dx.doi.org/10.1038/nature10452>
- Franzluebbers, A.J., Schomberg, H.H., Endale, D.M. 2007. Surface-soil responses to paraplowing of long-term no-tillage cropland in the Southern Piedmont USA. *Soil and Tillage Research* 96 (1–2): 303–315. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.07.001>
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J. 2003. The Nitrogen Cascade. *BioScience* 53: 341–56. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:TNC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2)
- Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J.R., Sutton, M.A. 2008. Transformation of the Nitrogen Cycle. *Science* 320 (May): 889–892. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1136674>
- Garbach, K., Milder, J., DeClerck, F., Montenegro de Wit, M., Driscoll, L., Gemmill-Herren, B. 2017. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *International Journal of Agricultural Sustainability* 15 (1):11–28. <http://dx.doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810>
- Gil-Tena, A., de Cáceres, M. Ernoult, A., Butet, A. 2015. Agricultural landscape composition as a driver of farmland bird diversity in Brittany (NW France). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 205: 79–89. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.013>
- Gomes L., Cardoso I., Mendonça E., Bragança R., Fernandez R., Lopes V., Oliveira, T. 2016. Trees modify the dynamics of soil CO₂ efflux in coffee agroforestry systems. *Agricultural and Forest Meteorology* 224: 30–39. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.05.001>
- Gomez-Baggethun, E., Martin-Lopez, B., Barton, D., Braat, L., Kelemen, E., Garcia-Llorente, M., Saarikoski, H., van den Bergh, J. 2014. State-of-the-art report on integrated valuation of ecosystem services. OpenNESS report EU FP7, European Commission, Bruselas, Bélgica. http://www.openness-project.eu/sites/default/files/Deliverable%204%201_Integrated-Valuation-Of-Ecosystem-Services.pdf
- González-Esquivel, C., Astier, M., Cadena-Salgado, M., Del Val, E., Villamil-Echeverri, L., Merlín-Urbe, Y., Balvanera, P. 2015. Ecosystem service trade-offs, perceived drivers, and sustainability in contrasting agroecosystems in central Mexico. *Ecology and Society* 20 (1) <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.5751/ES-06875-200138>
- Hasselquist, N.J., Benegas, L., Rounsard, O., Malmer, A., Ilstedt, U. 2018. Canopy cover effects on local soil water dynamics in a tropical agroforestry system: Evaporation drives soil water isotopic enrichment. *Hydrological Processes* 32: 994–1004. <https://doi.org/10.1002/hyp.11482>
- Hayward, B. 2005. *From the mountain to the tap: How land use and water management can work for the poor*, (p. 64). FRP-DFID project, Chatham, Reino Unido. https://assets.publishing.service.gov.uk/media/57a08c8aed915d622c0013f3/ZF0173-From_the_mountain_to_the_tap_book.pdf
- Henry, M., Titttonell, P., Manlay, R.J., Bernoux, M., Albrecht, A., Vanlauwe, B. 2009. Biodiversity, carbon stocks and sequestration potential in aboveground biomass in smallholder farming systems of western Kenya. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129: 238 - 252. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.09.006>
- Hergoualc'h, K., Skiba, U., Harmand, J.M., Henault, C. 2008. Fluxes of greenhouse gases from Andosols under coffee in monoculture or shaded by Inga densiflora in Costa Rica. *Biogeochemistry* 89: 329–345. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-008-9222-7>
- Hergoualc'h, K., Blanchard, E., Skiba, U., Henault, C., Harmand, J.M. 2012. Changes in carbon stock and greenhouse gas balance in a coffee (Coffea arabica) monoculture versus an agroforestry system with Inga densiflora, in Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 148: 102– 110. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.11.018>
- Ilstedt, U., Tobella, A.B., Bazie, H.R., Bayala, J., Verbeeten, E., Nyberg, G., Malmer, A. 2016. Intermediate tree cover can maximize groundwater recharge in the seasonally dry tropics. *Scientific Reports* 6: 12. <https://doi.org/10.1038/srep21930>
- Inkoom, N., Frank, S., Greve, K., Fürst, C. 2018. A framework to assess landscape structural capacity to provide regulating ecosystem services in West Africa. *Journal of Environmental Management* 209: 393–408. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.027>
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W.S., Reich, P.B., et al. 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477: 199–202. <http://dx.doi.org/10.1038/nature10282>
- Jackson, R.B., Jobbagy, E.G., Avissar, R., Roy, S.B., Barrett, D.J., Cook, C. W., Murray, B.C. 2005. Trading water for carbon with biological sequestration. *Science* 310: 1944–1947. <https://doi.org/10.1126/science.1119282>
- Jezeer, R.E., Verweij, P.A., Santos, M.J., Boot, R.G.A. 2017. Shaded Coffee and Cocoa – Double Dividend for Biodiversity and Small-scale Farmers. *Ecological Economics* 140: 136–145. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.019>
- Jezeer, R.E., Santos, M.J., Boot, R.G.A., Junginger, M., Verweij, P.A. 2018. Effects of shade and input management on economic performance of small-scale Peruvian coffee systems. *Agricultural Systems* 162: 179–190. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.01.014>
- Kremen, C., Miles, A. 2012. Ecosystem services in biologically diversified versus conventional farming systems: benefits, externalities, and trade-offs. *Ecology and Society* 17 (4): 40. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05035-170440>
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304: 1623–1627. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1097396>
- Lal, R., Bruce, J.P. 1999. The potential of world cropland soils to sequester C and mitigate the greenhouse effect. *Environmental Science and Policy* 2 (2): 177–185. [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(99\)00012-X](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(99)00012-X)
- Landis, D.A. 2017. Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. *Basic and Applied Ecology* 18:1–12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2016.07.005>
- Lorenz, K., Lal, R. 2014. Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34: 443 - 454. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-014-0212-y>

- Malmer, A., Murdiyarso, D., Bruijnzeel, L. A., Ilstedt, U. 2010. Carbon sequestration in tropical forests and water: A critical look at the basis for commonly used generalizations. *Global Change Biology* 16: 599–604. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01984.x>
- Meacham, M., Queiroz, C., Norström, A.V., Peterson, G.D. 2016. Social-ecological drivers of multiple ecosystem services: What variables explain patterns of ecosystem services across the Norrström drainage basin? *Ecology and Society* 21 (1). <https://doi.org/10.5751/ES-08077-210114>
- Meylan, L., Garyc, Ch., Allinnea, C., Ortiz, J., Jackson, L., Rapidela, B. 2017. Evaluating the effect of shade trees on provision of ecosystem services in intensively managed coffee plantations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 245: 32–42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.005>
- Michel, N., Burel, F., Legendre, P., Butet, A. 2007. Role of habitat and landscape in structuring small mammal assemblages in hedgerow networks of contrasted farming landscapes in Brittany, France. *Landscape Ecology*. 22 (8): 1241–1253. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9103-9>
- Montagnini, F., Nair, P.K.R. 2004. Carbon sequestration: an underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 61: 281–295. <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000029005.92691.79>
- Muschler, R.G. 2001. Shade improves coffee quality in a sub-optimal coffee zone of Costa Rica. *Agroforestry Systems*. 85: 131–139. <https://doi.org/10.1023/A:1010603320653>
- Noponen, M., Healeya, J.R., Sotob, G., Haggard, J.P. 2013. Sink or source—The potential of coffee agroforestry systems to sequester atmospheric CO₂ into soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 175: 60–68. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.04.012>
- Opdam, P., Coninx, I., Dewulf, A., Steingröver, E., Vos, C., van der Wal, M. 2016. Does information on landscape benefits influence collective action in landscape governance? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 18:107–114. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2015.12.006>
- Palm, C., Blanco-Canqui, H., DeClerck, F., Gater, L., Grace, P. 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 187: 87–105. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.010>
- Perfecto, I., Vandermeer, J., Mas, A., Pinto, L.S. 2005. Biodiversity, yield, and shade coffee certification. *Ecological Economics* 54: 435–446. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.009>
- Ponisio, L., M'Gonigle, L.K., Mace, K.C., Palomino, J., de Valpine, P., Kremen, C. 2014. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society B* 282: 20141396. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.1396>
- Ponte, S. 2002. The 'Latte Revolution'? Regulation, markets and consumption in the global coffee chain. *World Development* 30: 1099–1122. [http://dx.doi.org/10.1016/S0305-750X\(02\)00032-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0305-750X(02)00032-3)
- Porter, J., Costanza, R., Sandhu, H., Sigsgaard, L., Wratten, S. 2009. The value of producing food, energy, and ecosystem services within an agroecosystem. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 38 (4):186–193. <http://dx.doi.org/https://doi>
- Power, A.G. 2010. Ecosystem services and agriculture: Trade-offs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 365: 2959–71. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>
- Queiroz, C., Meacham, M., Richter, K., Norström, A.V., Andersson, E., Norberg, J., Peterson, G. 2015. Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *Ambio* 44 (1): 89–101. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-014-0601-0>
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107 (11): 5242–5247. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0907284107>
- Reyers, B., Biggs, R., Cumming, G.S., Elmqvist, T., Hejnowicz, A.P., Polasky, S. 2013. Getting the measure of ecosystem services: a social-ecological approach. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11 (5): 268–273. <http://dx.doi.org/10.1890/120144>
- Rice, R.A. 2008. Agricultural intensification within agroforestry: the case of coffee and wood products. *Agricultural, Ecosystems and Environment* 128: 212–218. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.06.007>
- Romero-Alvarado, Y., Soto-Pinto, L., García-Barrios, L., Barrera-Gaytán, J. 2002. Coffee yields and soil nutrients under the shades of Inga sp. vs. multiple species in Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems* 54: 215–224. <https://doi.org/10.1023/A:1016013730154>
- Rundlöf, M., Smith, H.G. 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology* 43: 1121–1127. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01233.x>
- Ruoso, L.E., Plant, R., Maurel, P., Dupaquier, C., Roche, P.K., Bonin, M. 2015. Reading ecosystem services at the local scale through a territorial approach: the case of peri-urban agriculture in the Thau Lagoon, Southern France. *Ecology and Society* 20 (3):11. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-07694-200311>
- Sandhu, H.S., Wratten, S.D., Cullen, R. 2010. Organic agriculture and ecosystem services. *Environmental Science and Policy* 13 (1): 1–7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2009.11.002>
- Schmidt, M.H., Tschamtk, T. 2005. Landscape context of sheet web spider (Araneae: Linyphiidae) abundance in cereal fields. *Journal of Biogeography* 32: 467–473. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01244.x>
- Schnabel, F., de Melo Virginio Filho, E., Xu, S., Fisk, I.D., Rounsard, O., Haggard, J. 2018. Shade trees: a determinant to the relative success of organic versus conventional coffee production. *Agroforestry Systems* 92: 1535–1549. <https://doi-org.ezproxy.utadeo.edu.co/10.1007/s10457-017-0100-y>
- Schröter, M., Remme, R. P., Hein, L. 2012. How and where to map supply and demand of ecosystem services for policy-relevant outcomes? *Ecological Indicators* 23: 220–221. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.025>
- Schroth, G., da Fonseca, G.A.B., Harvey, C.A., Gascon, C., Vasconcelos, H.L., Izac, A.N. 2004. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington, DC. Estados Unidos.
- Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J.A. 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485: 229–232. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11069>
- Smith, S.E., Read, P. 2008. *Mycorrhizal symbiosis*, 3rd ed. Academic Press, Cambridge, MA. Estados Unidos.
- Smith, H.F., Sullivan, C.A. 2014. Ecosystem services within agricultural landscapes—Farmers' perceptions. *Ecological Economics* 98: 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.12.008>
- Sollins, P., Robertson, P., Uehara, G. 1988. Nutrient mobility in variable- and permanent charge soils. *Biogeochemistry* 6:181–99. <https://doi.org/10.1007/BF02182995>
- Somarriba, E., Beer, J. 2010. Productivity of Theobroma cacao agroforestry systems with timber or legume service shade trees. *Agroforestry Systems* 81: 109–121. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-010-9364-1>
- Soto-Pinto, L., Perfecto, I., Castillo-Hernandez, J., Caballero-Nieto, J. 2000. Shade effect on coffee production at the northern Tzeltal zone of the state of Chiapas, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 80: 61–69. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00134-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00134-1)
- Staver, C., Guharay, F., Monterroso, D., Muschler, R. 2001. Designing pest-suppressive multistrata perennial crop systems: shade-grown coffee in Central America. *Agroforestry Systems* 53: 151–170. <https://doi.org/10.1023/A:1013372403359>
- Steenwerth, K.L., Hodson, A.K., Bloom, A.J., Carter, M.R., Cattaneo, A., Chartres, C.J., et al. 2014. Climate-smart agriculture global research agenda: scientific basis for action. *Agriculture and Food Security* 3: 11. <http://dx.doi.org/10.1186/2048-7010-3-11>
- Steffan-Dewenter, I., Kessler, M., Barkmann, J., Bos, M.M., Buchori, D., Erasmi, S., et al. 2007. Tradeoffs between income, biodiversity, and ecosystem functioning during tropical rainforest conversion and agroforestry intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 4973–4978. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0608409104>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., et al. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347: 1259855–1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Stehfest, E., Bouwman, L. 2006. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modelling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74: 207–228. <https://doi.org/10.1007/s10705-006-9000-7>
- Steiman, S., Idol, T., Bittenbender, H.C., Gautz, L. 2011. Shade coffee in Hawai'i - Exploring some aspects of quality, growth, yield, and nutrition. *Scientia horticultrae International Society for Horticultural Science* 128: 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2011.01.011>
- Stoate, C., Boatman, N., Borralho, R., Carvalho, C.R., Snoo, G.R. d., Eden, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63: 337–365. <http://dx.doi.org/10.1006/jema.2001.0473>

- Tellería, J.L., Ramírez, A., Galarza, A., Carbonell, R., Pérez-Tris, J., Santos, T. 2008. Geographical, landscape and habitat effects on birds in northern Spanish farmlands: Implications for conservation. *Ardeola* 55 (2): 203–219. https://www.ucm.es/data/cont/media/www/pag-33468/2008_Ardeola_55_203.pdf
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671–677. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Tomich, T.P., Brodt, S.B., Dahlgren, R.A., Scow, K.M. 2016. *The California nitrogen assessment: Challenges and solutions for people, agriculture, and the environment*. University of California Press. Oakland, CA, Estados Unidos.
- Torquebiau, E.F. 2000. A renewed perspective on agroforestry concepts and classification. *Comptes rendus de l'Académie des Sciences* 323: 1009–1017. [https://doi.org/10.1016/S0764-4469\(00\)01239-7](https://doi.org/10.1016/S0764-4469(00)01239-7)
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity -ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T.C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J., Whitbread, A. 2012a. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* 151: 53–59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>
- Tscharntke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batáry, P., et al. 2012b. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. *Biological Reviews* 87: 661–685. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>
- Tully, K., Ryals, R. 2017. Nutrient cycling in agroecosystems: Balancing food and environmental objectives. *Agroecology and Sustainable Food Systems* 41 (7): 761–798, <https://doi.org/10.1080/21683565.2017.1336149>
- Tully, K.L., Lawrence, D., Wood, S.A. 2013. Organically managed coffee agroforests have larger soil phosphorus but smaller soil nitrogen pools than conventionally managed agroforests. *Biogeochemistry* 115: 385–397. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-013-9842-4>
- Vaast, P., Bertrand, B., Perriot, J.J., Guyot, B., Génard, M. 2006. Fruit thinning and shade improve bean characteristics and beverage quality of coffee (*Coffea arabica* L.) under optimal conditions. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 86: 197–204. <http://dx.doi.org/10.1002/jsfa.2338>
- van Dijk, A.I., Keenan, R.J. 2007. Planted forests and water in perspective. *Forest Ecology and Management* 251: 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.010>
- van Noordwijk, M., Brussaard, L. 2014. Minimizing the ecological footprint of food: closing yield and efficiency gaps simultaneously? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 8: 62. <https://doi.org/10.1016/j.co-sust.2014.08.008>
- van Noordwijk, M., van Lawson, G., Hairiah, K., Wilson, J. 2015. Root distribution of trees and crops: competition and/or complementarity. En: Ong, C.K., Black, C.R., Wilson, J. (Eds.), *Tree-crop Interactions, 2nd Edition: Agroforestry in a Changing Climate*, pp. 221–257. CAB International, Wallingford, Reino Unido. <https://core.ac.uk/download/pdf/33453506.pdf>
- Verchot, L.V., Brienza Jr., S., Costa de Oliveira, V., Mutege, J.K., Cattaneo, J.H., Davidson, E.A. 2008. Fluxes of CH₄, CO₂, NO, and N₂O in an improved fallow agroforestry system in eastern Amazonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 126: 113–121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.01.012>
- Verchot, L.V., Mackensen, J., Kandji, S., Van Noordwijk, M., Tomich, T., Ong, C., et al. 2005. Opportunities for linking adaptation and mitigation in agroforestry systems. En: Robledo, C., Kanninen, M., Pedroni, L. (Eds.), *Tropical Forests and Adaptation to Climate Change: In Search of Synergies*, pp. 103–121. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia. <http://old.worldagroforestry.org/downloads/Publications/PDFS/bc04241.pdf>
- Weil, R.R., Brady, N. 2015. *Nature and properties of soils*. 15th ed. Pearson Education Limited. Essex, Reino Unido.
- Wong, M., Hughes, R., Rowell, D.L. 1990. Retarded leaching of nitrate in acid soils from the tropics: Measurement of the effective anion exchange capacity. *Journal of Soil Science* 41: 655–63. <https://doi.org/10.1111/ejs.1990.41.issue-4>
- Zarrineh, N., Abbaspour, K.C., van Griensven, A., Jeangros, B., Holzkämper, A. 2018. Model-based evaluation of land management strategies with regard to multiple ecosystem services. *Sustainability* 10 (11). <https://doi.org/10.3390/su10113844>
- Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64: 253–26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>