



PROGRAMA
DE INVESTIGACIÓN SOBRE
Bosques, Árboles y
Agroforestería



Potencial de conservación de la biodiversidad de bosques y árboles en fincas del paisaje ganadero Catacamas, Honduras



Diego Delgado-Rodríguez
Marie Ange Ngo Bieng
Sergio Vilchez-Mendoza
Arlene López-Sampson
Edwin García
Norvin Sepúlveda
Eduardo Somarriba

Potencial de conservación de la biodiversidad de bosques y árboles en fincas del paisaje ganadero Catacamas, Honduras

Diego Delgado-Rodríguez
Marie Ange Ngo Bieng
Sergio Vilchez-Mendoza
Arlene López-Sampson
Edwin García
Norvin Sepúlveda
Eduardo Somarriba

CATIE no asume la responsabilidad por las opiniones y afirmaciones expresadas por los autores en las páginas de este documento. Las ideas de los autores no reflejan necesariamente el punto de vista de la institución. Se autoriza la reproducción parcial total de la información contenida en este documento siempre cuando se cite fuente.

© Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE, 2021

ISBN 978-9977-57-765-4

634.950.972.83

P761 Potencial de conservación de la biodiversidad de bosques y árboles en fincas del paisaje ganadero Catacamas, Honduras / Diego Delgado-Rodríguez... [et al.]
– 1ª ed. – Turrialba, Costa Rica : CATIE, 2021.
43 p. : il. – (Serie técnica. Informe técnico / CATIE ; no. 433)

ISBN 978-9977-57-765-4

1. Silvicultura 2. Especies 3. Biodiversidad 4. Honduras
I. Delgado-Rodríguez, Diego II. Ngo Bieng, Marie Ange III. Vilchez-Mendoza,
Sergio IV. López-Sampson, Arlene V. García, Edwin VI. Sepúlveda, Norvin
VII. Somarriba, Eduardo VIII. CATIE IX. Título X. Serie.

Cita sugerida:

Delgado-Rodríguez, D; Ngo Bieng, M. A; Vilchez-Mendoza, S; López-Sampson, A; García, E; Sepúlveda, N; Somarriba, E. 2021. Potencial de conservación de la biodiversidad de bosques y árboles en fincas del paisaje ganadero Catacamas, Honduras (en línea). Turrialba, Costa Rica, CATIE. 43 p. (Serie técnica. Informe técnico / CATIE, no. 433).

Créditos

Fotografías: Norvin Sepúlveda: consultor CATIE-FTA

Diseño y diagramación: Tecnología de Información y Comunicación

Contenido

RESUMEN	4
1. INTRODUCCIÓN	6
2. MATERIALES Y MÉTODOS	9
2.1. Área de estudio	9
2.2. Diseño de muestreo	9
2.3. Medición de vegetación en parcelas de inventario	11
3. ANÁLISIS DE DATOS	13
3.1. Caracterización de la estructura y diversidad de árboles en el paisaje Catacamas	13
3.2. Diversidad por uso de la tierra.....	14
3.3. Programas y métodos estadísticos utilizados en los análisis.....	15
4. RESULTADOS	16
4.1. Caracterización de la estructura y diversidad de árboles en el paisaje	16
4.2 Diversidad por uso de la tierra.....	20
5. DISCUSIÓN	24
5.1. Diversidad arbórea del paisaje Catacamas.....	24
5.2. Biodiversidad arbórea en usos de la tierra agrícola y ganadera en Catacamas	24
5.3. Los bosques y el mantenimiento de la diversidad arbórea en el paisaje Catacamas.....	26
6. IMPLICACIONES DE LOS RESULTADOS DEL ESTUDIO PARA LA GESTIÓN DE LA DIVERSIDAD ARBÓREA EN CATACAMAS	27
7. LITERATURA CITADA	29
8. ANEXOS	35

RESUMEN

El estudio evaluó el potencial de conservación de biodiversidad arbórea de diferentes usos de la tierra en el paisaje ganadero Catacamas, Honduras. Se planteó la hipótesis de que los diferentes usos contribuyen en la misma medida a la conservación de la diversidad de árboles a escala de parcela y paisaje.

Se muestrearon árboles con un dap mínimo de medición de 10 cm en 448 parcelas (área total de 84,2 ha) ubicadas en diferentes usos forestales y agrícolas característicos del paisaje Catacamas: bosques secundarios continuos (BS), fragmentos de bosque secundario (BSF), plantaciones de café rústico (PLANT), agricultura (AGRI), pasturas (PAST), cercas vivas (CV) y bosques ribereños (BR). Con los datos se caracterizó la estructura, composición y diversidad arbórea en el paisaje y se comparó entre los usos de la tierra.

Se encontró que el paisaje Catacamas muestra una alta diversidad arbórea. Se hallaron 15 096 árboles, 74 familias y 375 especies en las 84,2 ha. La diversidad de especies se caracterizó por la presencia de muchas especies raras (el 40% de las especies enumeradas registró tres individuos o menos) con una mayoría de los individuos y especies distribuidas en clases diamétricas de 10 a 20 cm de dap (52% del total de registros), lo que indica una alta diversidad de individuos jóvenes. Las especies más abundantes en Catacamas, sin embargo, son generalistas, características de paisajes intensamente intervenidos de la región de América Central, como el caso de *Guazuma ulmifolia*, *Gliricidia sepium* y *Bursera simaruba*.

Nuestros resultados confirman la importancia de los sistemas agrícolas para la conservación de la biodiversidad en paisajes tropicales productivos. Especialmente resalta el caso de los cafetales rústicos que muestran índices de diversidad comparables a los usos del suelo de bosques naturales.

Se recomienda la aplicación del conocimiento de los productores locales, combinado con el técnico, para la implementación de prácticas de enriquecimiento del paisaje, de modo que se aumente el número de especies arbóreas comunes y las poblaciones de especies raras en los distintos usos de la tierra, priorizando una mezcla de especies propias de bosque primario y especies de uso múltiple seleccionadas por los productores.

Palabras clave

Paisaje tropical ganadero, diversidad arbórea, diversidad beta, bosques secundarios, cercas vivas, especies raras y especies comunes

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación y su publicación fueron financiadas por el Programa de Investigación del CGIAR sobre Bosques, Árboles y Agroforestería (FTA, por sus siglas en inglés, <https://www.foreststreesagroforestry.org>), el proyecto Trees of Farms for Biodiversity (TonF, <https://treesonfarmsforbiodiversity.com>, financiado por IKI, la iniciativa internacional para el clima del Gobierno de Alemania) y el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Se agradece la revisión técnica del manuscrito realizada por Naikoa Aguilar Amuchastegui (WWS-US), Daniel Barthélémy (Cirad y Isite Muse/University of Montpellier) y Juan Carlos Suárez Salazar (Universidad de la Amazonía).

1. INTRODUCCIÓN

Si bien los bosques tropicales son considerados irremplazables en su papel de apoyar la conservación de la biodiversidad terrestre, especialmente por el número excepcional de especies que albergan (Pimm y Raven 2000, Dirzo y Raven 2003, Bradshaw *et al.* 2009, Laurance *et al.* 2009, Gibson *et al.* 2011, Betts *et al.* 2017), en la actualidad se reconoce la necesidad de gestionar la biodiversidad de otros usos de la tierra, como es el caso de la biodiversidad arbórea en paisajes agropecuarios (Kuyah *et al.* 2016, Somarriba *et al.* 2017, Barrios *et al.* 2018).

Muchos paisajes tropicales se encuentran bajo intensa actividad humana, con bosques perturbados altamente fragmentados e insertos en grandes extensiones de matriz agropecuaria. Esta reducción y degradación de las áreas de bosque tropical y la conversión de paisajes forestales en paisajes agropecuarios está correlacionada con el declive de la biodiversidad (Gibson *et al.* 2011, Barlow *et al.* 2016).

Este es particularmente el caso de América Central, una estrecha franja de tierra que se extiende sobre medio millón de kilómetros cuadrados entre América del Sur y América del Norte y es considerada uno de los puntos calientes de biodiversidad del planeta (Myers 1988, Myers *et al.* 2000). La región contiene al menos 7% de la biodiversidad mundial y distintas formaciones forestales, como bosques tropicales latifoliados húmedos, bosques tropicales latifoliados secos y bosques tropicales de coníferas y subtropicales (Dinerstein *et al.* 1995).

La deforestación en América Central se ha asociado principalmente con la agricultura de subsistencia y la apertura de áreas para pastoreo (Zeledon y Kelly 2009, Redo *et al.* 2012). Un estudio de cambio de uso de la tierra para el periodo 1961-2001 encontró que la región experimentó una tasa promedio anual de reducción de cobertura de bosque de 1,2%, donde casi la mitad de la cobertura original fue eliminada (Brouwer *et al.* 2006). Para principios del siglo XXI se estimaba que 80% de la vegetación original de la región se había convertido en agricultura (Harvey *et al.* 2008).

La mitigación de impactos en la biodiversidad por la reducción de áreas de bosque natural requiere la implementación de un manejo integral del paisaje, en el cual la conservación no involucre solo áreas de bosque natural pequeñas, fragmentadas, aisladas o mal protegidas (Miller *et al.* 2001). De hecho, la protección estricta de las áreas de bosque no sería suficiente –ni posible– para conservar la biodiversidad dentro del contexto global de uso de paisajes y el aumento creciente en la demanda de productos agrícolas (Godfray *et al.* 2010, Fischer *et al.* 2011, Godfray 2011, Morecroft *et al.* 2020).

La matriz agropecuaria debe convertirse en un elemento integral de los paisajes sostenibles, que promueva el movimiento de organismos entre hábitats naturales,

conservar la biodiversidad y proporcione servicios ecosistémicos vitales a las poblaciones locales, de modo que se aseguren los medios de vida rurales (Vidal *et al.* 2020). Su gestión debe estar acorde con uno de los objetivos estratégicos del Convenio sobre la Diversidad Biológica (<https://www.cbd.int/>), que aconseja precisamente ir más allá de la sola protección de los ecosistemas naturales y la restauración ecológica de aquellos que estén degradados. La alternativa necesaria y complementaria implica incluir la conservación de la biodiversidad en los ecosistemas gestionados e implementar unidades de conservación de la biodiversidad dentro de paisajes de mosaico agrícola-forestal (Harvey *et al.* 2008).

Una opción efectiva para incrementar la biodiversidad en los paisajes agrícolas consiste en el uso de prácticas de manejo para la diversificación de árboles en fincas, entre ellas la agroforestería, los sistemas silvopastoriles y la agroecología, que son congruentes con los objetivos de incrementar la biodiversidad y disminuir amenazas a los bosques y las áreas protegidas (Vilchez-Mendoza *et al.* 2014, Kremen y Merelender 2018).

De hecho, aumentar la cobertura arbórea en el paisaje ayuda a conservar y restaurar la biodiversidad en general, como elemento que provee refugio, alimentación o facilita el movimiento de la fauna en el paisaje (Sánchez *et al.* 2011, Estrada-Carmona *et al.* 2019) y mejora la productividad agrícola (Vandermeer y Perfecto 1997). Los árboles ofrecen una diversidad de hábitats y se asocian con múltiples servicios de regulación, incluida la retención de nutrientes (Pardon *et al.* 2017), el control de la erosión (Nair 2007), el secuestro de carbono (Chatterjee *et al.* 2018), la polinización (Toledo-Hernández *et al.* 2017) y el control de plagas y malezas (Pumariño *et al.* 2015). Además, los productos de los árboles, como la madera, la leña y las frutas, proporcionan a los agricultores importantes ingresos adicionales (Tschamtké *et al.* 2011).

Existen estudios que resaltan la importancia de los sistemas agroforestales y las diferentes prácticas basadas en el manejo de árboles para la conservación de grupos taxonómicos de interés. Por ejemplo, en su revisión sistemática de los impactos de la agroforestería en la productividad agrícola, provisión de servicios ecosistémicos y bienestar humano, Martin *et al.* (2020) encontraron que los sistemas agroforestales derivados de bosques (como café y cacao con sombra de árboles remanentes de bosque, llamados sistemas rústicos) soportan mayor biodiversidad que sistemas agroforestales tradicionales.

Los paisajes agrícolas tropicales constituyen un foco de atención para la gestión y la investigación de su potencial de conservación, conectividad y provisión de servicios ecosistémicos de los diferentes elementos que componen la matriz (Swift *et al.* 2004, Medina *et al.* 2006, Chazdon *et al.* 2009, DeClerck *et al.* 2010, Woinarski 2010, Shaver *et al.* 2015, Zermeño-Hernández *et al.* 2016, Kremen y Merelender 2018, Hall 2019).

Varios estudios han documentado la importancia de los parches de bosques que componen los paisajes agrícolas en la conservación de la biodiversidad de diferentes grupos taxonómicos (Aviron *et al.* 2005, Tschamtké *et al.* 2005, Devictor y Jiguet 2007, Fahrig *et al.* 2011, Vilchez-Mendoza *et al.* 2014, Alvarado *et al.* 2018, Ngo Bieng *et al.* 2021) y la importancia de los árboles dispersos en pasturas, cercas vivas, cortinas rompevientos y asociados como sombra a cultivos agrícolas (Harvey y Haber 1999, Harvey *et al.* 2004, Sánchez *et al.* 2005a, 2005b; Harvey *et al.* 2006, Bhagwat *et al.* 2008, Harvey *et al.* 2008, Scales y Marsden 2008, Prevedello *et al.* 2018, Martínez-Fonseca *et al.* 2020, Vidal *et al.* 2020).

El presente estudio se desarrolló en Honduras, dentro del marco del proyecto “Árboles en fincas para la biodiversidad” (TonF, por sus siglas en inglés, <https://treesonfarmsforbiodiversity.com>), en alianza con el proyecto “Forests,

Trees and Agroforestry” (FTA, <https://www.foreststreesagroforestry.org>), que procuran mejorar la conservación de la biodiversidad en paisajes agropecuarios, mediante la generación de conocimiento sobre la importancia de los árboles en las fincas desde una perspectiva ecológica, social y económica, así como ayudar a los productores a mejorar sus medios de vida, al tiempo que reducen su vulnerabilidad financiera y ambiental.

Honduras es una nación centroamericana con una extensión de poco más de once millones de hectáreas, con 56% del territorio nacional considerado como área forestal (6 300 000 ha, ICF 2019). En los últimos 10 años, el país perdió anualmente 21000 ha de bosque (FAO 2020) y su índice de integridad del paisaje forestal –que mide el grado de modificación del bosque debido a la presión humana (Grantham *et al.* 2020)– es uno de los más bajos del mundo. La intensificación de los sistemas ganaderos y la agricultura migratoria se consideran dos de las principales causas de degradación forestal y deforestación en el país.

En dicho territorio se trabajó en el paisaje de Catacamas, uno de los sitios piloto del proyecto TonF, reconocido como altamente presionado por la ganadería. La iniciativa Paisajes Centinela (PC) –creada en el 2012 por el Programa de Investigación de CGIAR sobre Bosques, Árboles y Agroforestería (FTA, por sus siglas en inglés)– tuvo como objetivo realizar investigación a largo plazo utilizando metodologías estandarizadas sobre la dinámica temporal y espacial del uso de la tierra, los árboles y los bosques en territorios seleccionados (Sepúlveda *et al.* 2020). La iniciativa incluyó ocho sitios en todo el mundo, representativos de contextos biofísicos y socioeconómicos muy diferentes; uno de los cuales es el PC Nicaragua-Honduras, donde se encuentra Catacamas.

Catacamas se ubica en los límites de tres áreas protegidas que representan una prioridad para la conservación de la biodiversidad a nivel regional: la Reserva de Biósfera Río Plátano, el Parque Nacional Patuca y la Reserva de Biósfera Tawahka. Por su conexión con la Reserva de Biósfera de Bosawas, en el noreste de Nicaragua, estas áreas forman parte de una extensa red regional de áreas forestales protegidas que contribuyen a la conectividad biológica a nivel centroamericano. Son áreas claves para iniciativas regionales de conservación, como las del Corredor Biológico Mesoamericano (Miller *et al.* 2001) y los “cinco grandes bosques” de Mesoamérica¹.

El objetivo del estudio fue caracterizar y comparar la diversidad arbórea de distintos usos de la tierra en el paisaje Catacamas y proponer medidas de gestión para aumentar su valor de conservación de la biodiversidad.

¹https://www.sica.int/noticias/alianza-cinco-grandes-bosques-de-mesoamerica-iniciativa-ambiental-centroamericana-lanzada-en-la-cop25_1_120718.html

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El paisaje Catacamas está ubicado en el municipio de Catacamas, departamento de Olancho, Honduras (Figura 1). Tiene aproximadamente 129 328 habitantes (Instituto Nacional de Estadística - INE 2018) y es conocido por su ganadería de vacunos, producción de lácteos, carnes y granos básicos. El sector ganadero es el más productivo del municipio y representa un valor bruto de más de USD\$100 millones anuales (PDEM Catacamas 2007).

Los sistemas de producción ganadera se caracterizan por ser extensivos, con baja productividad y de alto impacto sobre los recursos naturales, por ejemplo, los bosques naturales. Catacamas es uno de los municipios con la mayor tasa de deforestación del país, la mayoría de la cual es atribuida a la ganadería (ICF 2019).

Dentro del paisaje Catacamas, se trabajó específicamente en el Valle de Guayape, un área con vegetación característica de bosque seco tropical y en menor medida, de bosque húmedo subtropical (Holdridge 1967). El valle se encuentra a una altitud promedio de 450 m, con una temperatura anual promedio de 24,7 °C y una precipitación anual de 1235 mm (DICTA 2002).

El norte del área de estudio está conectado con la Montaña Piedra Blanca, que forma parte del Parque Nacional Sierra de Agalta. Este parque es de gran importancia para la conservación de la biodiversidad, debido a su riqueza de especies vegetales y animales, que incluye felinos y quetzales. Tiene una superficie de 518 km² y forma parte de la Sierra de Sulaco, que alcanza una altitud máxima de 2590 m.

La vegetación de la Sierra de Sulaco se caracteriza por la presencia de bosques dominados por especies de *Pinus* y *Quercus* entre los 700 y los 1500 msnm, y más arriba, por los bosques latifoliados nublados. En este paisaje agrícola-forestal son frecuentes las plantaciones de café rústico (cafetales establecidos bajo bosque raleado, Moguel y Toledo 1999) y también otros sistemas de cultivo de granos básicos.

2.2. Diseño de muestreo

En el área de estudio se delimitó un paisaje de 25x25 km (625 km²), siguiendo la metodología de la iniciativa PC para representar un gradiente agroecológico (Harrison *et al.* 2019). Este paisaje se dividió a su vez en cuadrantes de 5x5 km (25 km²) y se seleccionaron 10 de ellos para el muestreo de vegetación en los diferentes usos de la tierra (Figura 1), de modo que al menos hubiera cuatro usos representados en cada cuadrante seleccionado (Cuadro 1).

Los usos de la tierra considerados fueron: i) bosque secundario (BS), definido como áreas de bosque regeneradas de forma natural, de más de 100 ha de extensión; ii) fragmento de bosque secundario (BSF), que corresponden a áreas de bosque de entre 1-100 ha; iii) plantaciones de café rústico (PLANT); iv) agricultura (AGRI), principalmente de granos básicos (maíz, frijol) y v) pasturas (PAST). También se ubicaron parcelas en cercas vivas (CV) y bosque ribereño (BR) en los 10 cuadrantes elegidos.

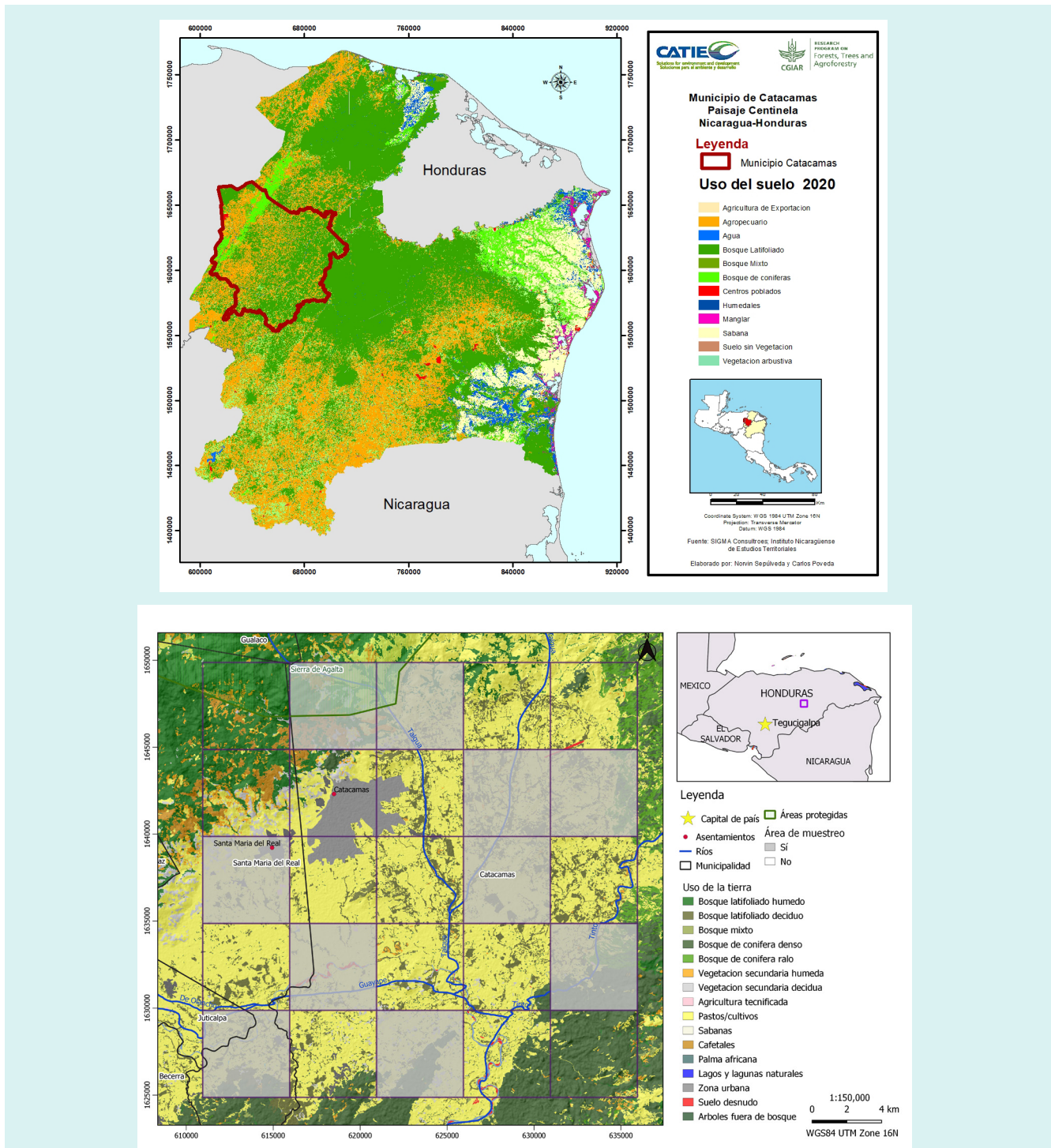


Figura 1. Paisaje Centinela Nicaragua-Honduras donde se ubica el Municipio de Catacamas (arriba) y el paisaje de 25x25 km de estudio (abajo). Los cuadrantes de 5x5 km donde se muestrearon los árboles en usos de la tierra se resaltan en color gris en el mapa.

Cuadro 1. Número de parcelas establecidas en cada uso de la tierra por cuadrante

ID cuadrante	AGRI	BR	BS	BSF	CV	PAST	PLANT	Número de Usos de la tierra	Número de parcelas
3	6	6		2	50	3		5	67
5		6	1	2	29	3		5	41
6	1	1	4	10	3	1	3	7	23
9	4	8		1	51	3	1	6	68
11	1	4		2	28	1		5	36
15		3	1	1	35	5		5	45
17	2	3			62	4		4	71
18		6		2	49	4		4	61
22	1	2		3	24	2		5	32
24	2	3	5	1	31	2		6	44

AGRI: agricultura, BR: bosque ribereño, BS: bosque secundario continuo, BSF: bosque secundario fragmentado, CV: cerca viva, PAST: pasturas, PLANT: café rústico

2.3. Medición de vegetación en parcelas de inventario

El muestreo de árboles se realizó en parcelas de inventario de diferentes áreas de acuerdo con la categoría de uso de la tierra (Cuadro 2) y se siguieron los protocolos de Alder y Synnot (1992) y Harrison *et al.* (2019). En AGRI y PAST se utilizó una parcela circular de 1,0 ha (radio= 56,4 m) y para el caso de BS y BSF, se usaron parcelas de 0,5 ha (39,9 m de radio), debido a las grandes cantidades de árboles encontrados en tales sitios.

Para BR (en la zona tienen anchos variados y pueden presentar normalmente entre 20 y 60 m de ancho) se delimitó una parcela rectangular de 0,25 ha y se tomó en cuenta ambos lados del cauce, sin contar el área del espejo de agua. Las dimensiones (ancho y largo) de la parcela de muestreo en el BR varió en cada sitio, pero el área fue siempre la misma (0,25 ha). Para el muestreo de vegetación en CV se delimitó un segmento de 100 m. Las dimensiones de todas las parcelas en Catacamas se midieron siempre utilizando la distancia horizontal.

Cuadro 2. Número de cuadrantes, parcelas y árboles para cada uso de la tierra. Se muestra el área de la parcela y el área total muestreada

Uso de la tierra	No. cuadrantes	No. parcelas	Registros/árboles	Área de parcela (ha)	Área total (ha)
CV	10	362	11 048	0,02	7,24
BR	10	42	2549	0,25	10,5
BSF	9	24	2784	0,5	12
PAST	10	28	2129	1	28
AGRI	7	17	605	1	17
BS	4	11	1383	0,5	5,5
PLANT	2	4	415	1	4

AGRI: agricultura, BR: bosque ribereño, BS: bosque secundario continuo, BSF: bosque secundario fragmentado, CV: cerca viva, PAST: pasturas, PLANT: café rústico

En todas las parcelas de muestreo se evaluaron los árboles ≥ 10 cm de diámetro a la altura del pecho (dap). Para CV se muestrearon los árboles que estaban a una distancia ≤ 1 m a ambos lados de ella (200 m² total de muestreo). Para cada árbol se registró la identidad de la especie y su diámetro a la altura del pecho (dap) a 1,3 m de altura a partir de la base. En el caso de los árboles de tallos múltiples, se registró el dap de cada tallo por encima del dap mínimo de medición y se asignó un identificador único a cada árbol y tallo, de modo que los datos pudieran analizarse a nivel de árbol y tallo. Para árboles que presentaron tallos quebrados por arriba del dap mínimo, se midió el dap y la altura hasta el punto de quiebre.

Para su identificación se elaboró una lista de especies comunes, fácilmente reconocidas por el personal encargado del trabajo. Las especies de la lista fueron registradas en campo y a todas las demás se les asignó un nombre que las identificara y diferenciara del resto (morfoespecie); además, se colectó una muestra botánica que fue preparada para su posterior identificación por un taxónomo calificado. A cada muestra se le asignó el código del árbol del que fue recogida. En un día de trabajo todas las observaciones de una morfoespecie se consideraron de la misma identidad.

Las muestras preparadas fueron identificadas por José Ledis Linares, profesor de botánica general, botánica sistemática y dendrología del Departamento de Biología de la Universidad de CURLA-UNAH. Se usó como referencias datos del Jardín Botánico de Missouri, disponible en el sitio web Trópicos (<https://tropicos.org/home>) y se hizo revisión de claves taxonómicas del país. Por su parte, Nelson Zamora, especialista en botánica con amplia experiencia en la flora centroamericana, revisó y depuró la lista definitiva de especies. Todos los datos de inventario en el paisaje Catacamas se registraron mediante la aplicación de código abierto *Open Data Kit* (ODK), para lo cual se utilizaron los formularios *Iki_Plot*, *Iki_tree* e *Iki_treeheights*.



3. ANÁLISIS DE DATOS

3.1. Caracterización de la estructura y diversidad de árboles en el paisaje Catacamas

Para caracterizar la estructura y la diversidad de árboles en el paisaje Catacamas se realizó un análisis de distribución por clase diamétrica de la abundancia y área basal total. También se analizó la diversidad total del paisaje.

3.1.1. Distribución por clase diamétrica de la densidad de especies, densidad de árboles y área basal por hectárea

Para comprender la distribución y estructura de la diversidad de árboles en el paisaje Catacamas se generaron distribuciones por clase diamétrica por hectárea para cada uso de la tierra de la densidad de especies, la densidad de árboles y el área basal. La densidad de especies esperada por hectárea en cada clase diamétrica fue estimada a través del método de rarefacción (Heck *et al.* 1975). Se utilizó el número promedio de árboles por hectárea para cada clase diamétrica como el número de individuos (tamaño de muestra) de la rarefacción (Anexo 1).

3.1.2. Distribución de la abundancia de especies por uso de la tierra

Para visualizar la distribución de la abundancia de especies se construyeron curvas de rango-abundancia para cada uno de los usos de la tierra. Estas curvas son utilizadas para visualizar la abundancia relativa, la riqueza y la uniformidad de las especies, de modo que se identifiquen las proporciones de especies raras y dominantes (Magurran 2004). Para elaborar las curvas se ajustaron distintos modelos que presuponían hipótesis de repartición de los recursos y por consiguiente, la estructura de la comunidad. Curvas escarpadas asumen que muy pocas especies se reparten los recursos, mientras que curvas más suaves sugieren que los recursos se distribuyen equitativamente (Anexo 2).

3.1.3. Diversidad total de especies del paisaje

Para todo el paisaje se construyeron curvas de acumulación de especies basadas en los números de Hill de orden q (qD), a partir de individuos y se usó el método de interpolación y extrapolación (Chao *et al.* 2014). El número máximo de individuos para extrapolar fue de 15 000, que corresponde al total de individuos inventariados en el paisaje.

Los números de Hill representan el número efectivo de las especies (Jost 2007) que componen la comunidad. Las curvas fueron creadas para los números de orden 0 (0D), que es interpretado como el número efectivo del total de especies (riqueza de



especies) con un alto peso para las especies raras; orden 1 (1D), que es el número efectivo de las especies comunes, este orden cuenta a las especies en proporción a sus abundancias y orden 2 (2D), que es el número efectivo de especies dominantes, descarta todas las especies con poca frecuencia y contabiliza las más predominantes. También se calcularon los estimadores de riqueza máxima esperada en el paisaje: Chao1 y ACE (Gotelli y Ellison 2001).

3.2. Diversidad por uso de la tierra

Para evaluar el potencial para la conservación de la biodiversidad arbórea de los diferentes usos de la tierra dentro del paisaje Catacamas se hicieron pruebas de comparaciones de diversidad a nivel de las parcelas.

3.2.1. Curvas de acumulación de especies por usos de la tierra

Con el fin de comparar los usos de la tierra evaluados según la diversidad máxima acumulada, se construyeron curvas de acumulación de especies basadas en los números de Hill de orden q (0D , 1D y 2D), a partir de individuos y se utilizó el método de interpolación y extrapolación para cada uso de la tierra. Las curvas fueron construidas para 2000 árboles, que corresponde al promedio del total de individuos registrados para los siete usos evaluados.

3.2.2. Comparación de la diversidad alfa entre usos de la tierra en el paisaje

Se estimó la diversidad promedio por parcela (diversidad alfa) basada en los números de Hill de orden $q=0$, $q=1$ y $q=2$ (Chao *et al.* 2014). Dado que los esfuerzos de muestreos son diferentes entre usos de la tierra, las estimaciones de la diversidad alfa por parcela fueron estandarizadas a través del método interpolación-extrapolación (Chao *et al.* 2014), para lo cual se usaron 100 individuos (la mediana de los registros para todas las parcelas). Posteriormente, se realizaron análisis de la varianza entre los usos de la tierra para cada descriptor de diversidad ($qD\alpha$), ajustando modelos lineales generalizados con distribución normal (Zuur *et al.* 2009). En caso de encontrar diferencias, se llevó a cabo una prueba de comparación de medias.

3.2.3. Comparaciones de la diversidad beta entre usos de la tierra en el paisaje

La diversidad total del paisaje de Catacamas es producto de la diversidad de cada uso de la tierra que la compone. Por lo tanto, para cuantificar la contribución de cada uso de la tierra a la diversidad total del paisaje se estimó para cada parcela de muestreo la proporción del número efectivo de la diversidad de especie que contribuye a la diversidad total, como una medida de diversidad beta (${}^qD\beta$), expresado como $1/({}^qD_V/{}^qD_\alpha)$ e interpretado como la proporción de la diversidad total que comparte en promedio una parcela (similitud).

Entre mayor sea la diversidad beta (similitud), mayor contribución hará cada uso a la diversidad total del paisaje. Al igual que se hizo para la diversidad alfa, se realizaron análisis de comparación entre los usos de la tierra para cada descriptor de diversidad beta ($qD\beta$) ajustando modelos lineales generalizados con distribución normal (Zuur *et al.* 2009). En caso de encontrar diferencias, se hicieron pruebas de comparación de medias.

3.3. Programas y métodos estadísticos utilizados en los análisis

Todos los análisis y figuras fueron llevadas a cabo por medio del uso de R versión 4.0.1 (Core Team 2021. Ver la rutina de análisis de datos en el Anexo 4). Los análisis de rarefacción se hicieron con la función `rarefi` del paquete `vegan` (Oksanen 2020), los análisis de extrapolación e interpolación con el paquete `iNEXT` (Hsieh *et al.* 2020) y los `glm` con el paquete `MASS` (Venables y Ripley 2002), para lo cual se utilizó la función `glm.nb.`, que permite ajustar modelos lineales generalizados con distribución normal. Todos los gráficos fueron construidos con el paquete `ggplot2` (Wickham 2016) y `gridExtra` (Auguie 2017).



El paisaje ganadero en Catacamas, Honduras. Foto: Norvin Sepúlveda

4. RESULTADOS

4.1. Caracterización de la estructura y diversidad de árboles en el paisaje

4.1.1. Resumen general de la estructura y diversidad arbórea en el paisaje

Se registraron 15 096 árboles pertenecientes a 375 especies, agrupadas en 74 familias en un área inventariada de 84,24 hectáreas (Cuadro 3). La riqueza máxima esperada de especies en todo el paisaje (más error estándar) es de 450 ± 23 (Chao1) y 444 ± 11 (ACE).

Las fabáceas representan 19% de las especies reportadas en todo el estudio. Le siguen las lauráceas, con apenas 5% de las especies totales. Un total de 30 familias estuvieron representadas por una única especie y 12 familias por al menos dos especies. Las especies *Guazuma ulmifolia*, *Gliricidia sepium* y *Bursera simaruba* representan 33% de los árboles inventariados (1851, 1849 y 1229 árboles, respectivamente).

En las cercas vivas se registró el mayor porcentaje de árboles con respecto al total (42%), seguido de los fragmentos de bosques (18%) y el menor porcentaje de árboles fue registrado en plantaciones de café rústico (3%). La mayor riqueza de especies fue reportada en los bosques fragmentados (193), seguido de los bosques ribereños (158) y las cercas vivas (154). Mientras, el menor número de especies fue observado en agricultura (79) y en los cafetales rústicos (65) (Cuadro 3).

Del total de especies en Catacamas, 40% presenta tres o menos individuos, lo que denota una alta rareza a nivel de especies en el paisaje. Las especies registradas una sola vez representaron 22% del total (81). El uso de la tierra con mayor porcentaje de especies raras fue AGRI con 68%, luego siguen PLANT (57%) y el BS (56%). En cuanto a los porcentajes de especies con un solo individuo, continúan siendo estos tres usos los que muestran los mayores valores (AGRI: 37%, PLANT: 37% y PAST: 31%). Las cercas vivas –por el contrario– muestran el menor porcentaje de especies únicas (18%).

Cuadro 3. Número de especies encontradas por usos de la tierra en Catacamas

Usos de la tierra	No. especies	No. individuos y porcentaje con respecto al total	No. especies con un individuo	No. especies con dos individuos	No. especies con tres individuos	Área de parcela (ha)	Área total (ha)
CV	154	6285 (42%)	29	22	15	0,02	7,24
BR	158	2517 (17%)	35	17	16	0,25	10,5
BSF	193	2778 (18%)	53	20	7	0.5	12
PAST	94	1301 (9%)	29	13	2	1	28
AGRI	70	414 (3%)	26	16	6	1	17
BS	111	1380 (9%)	34	16	12	0,5	5,5
PLANT	65	421 (3%)	24	9	4	1	4
Total	375	15 096	81	42	28		84,24

AGRI: agricultura, BR: bosque ribereño, BS: bosque secundario continuo, BSF: bosque secundario fragmentado, CV: cerca viva, PAST: pasturas, PLANT: café rústico

La curva de acumulación para toda la comunidad de árboles (375 especies efectivas, ⁰D, Figura 2) indica una alta diversidad que es resultado de un gran número de especies con baja abundancia. Para alcanzar el máximo observado de especies efectivas en Catacamas se necesita el registro de muchos más árboles que el evaluado en el estudio (15 096 árboles).

El número de especies efectivas comunes (¹D, 60 especies) alcanza su máximo con menos de 15% de los árboles registrados. Igual sucede con las especies efectivas dominantes (²D= 22 especies).

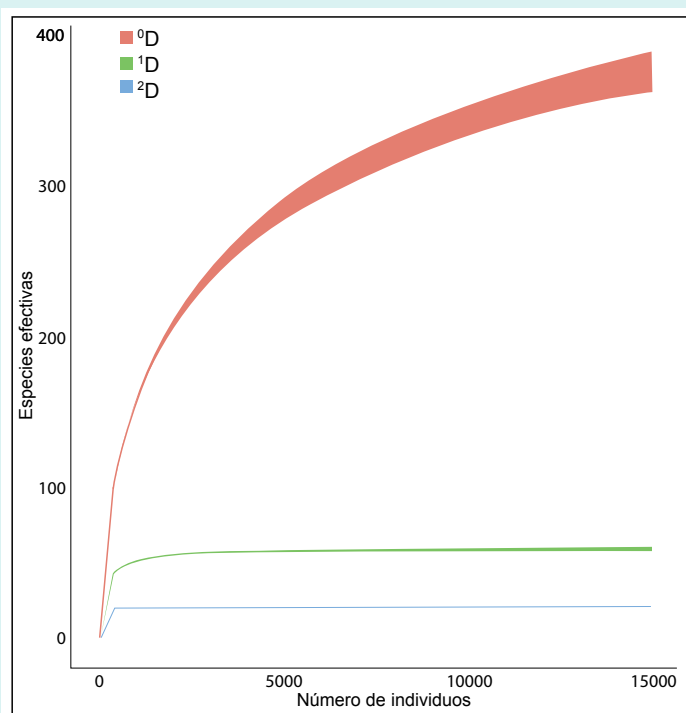
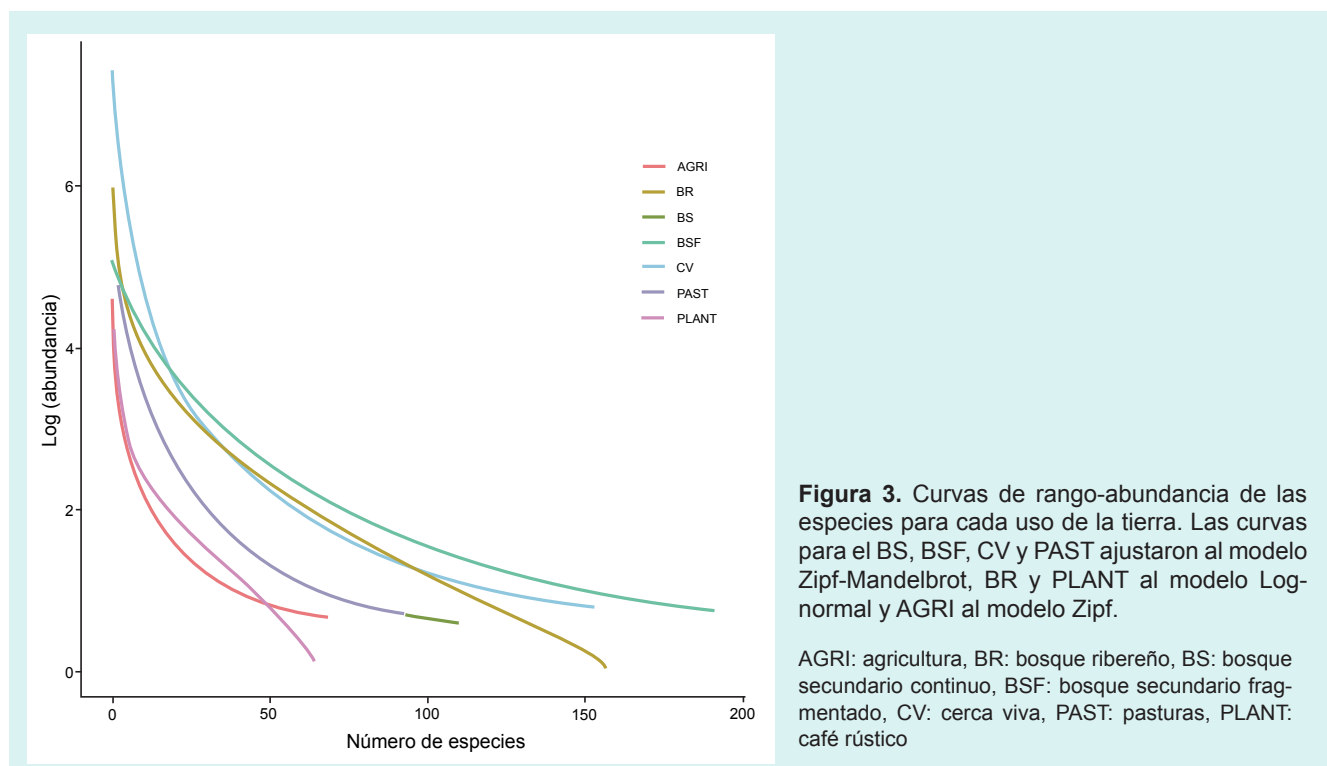


Figura 2. Curva de acumulación de especies efectivas para los números de Hill. La curva está basada en los números de Hill de orden ⁰D: número efectivo total de especies, ¹D: número efectivo de las especies comunes y ²D: número efectivo de las especies dominantes. Las áreas coloreadas representan los límites de confianza al 95%.

4.1.2 Distribución de la abundancia de especies por uso de la tierra

Los fragmentos de bosques, bosques ribereños y cercas vivas presentaron el mayor rango de especies (según el largo de sus curvas rango-abundancia, Figura 3) y las mayores abundancias. Muestran, además, una alta dominancia de pocas especies (obsérvese el decaimiento abrupto de las curvas cerca del eje Y, Figura 3). En cambio, la agricultura y los cafetales rústicos presentan una distribución de sus abundancias más equitativa para las especies (no hay un decaimiento abrupto). Las pasturas y los bosques muestran un comportamiento intermedio.



Tres especies son particularmente abundantes en Catacamas, especialmente en los usos agrícolas AGRI, CV y PAST: *Gliricidia sepium*, *Guazuma ulmifolia* y *Bursera simaruba* (Cuadro 4). *G. sepium* fue la más común en CV (24,9% del total de árboles) y en AGRI (21,7%), mientras que *G. ulmifolia* fue la más común en PAST (17,8%) y además se encontró dominando los bosques naturales BR (23,7%) y BSF (6,1%). En BS la especie más común fue *Quercus peduncularis* y para PLANT *Khaya senegalensis* (Cuadro 4). En el Anexo 3 se encuentran las 60 especies más comunes en el paisaje y la distribución de su abundancia por uso de la tierra.

Cuadro 4. Lista de las cinco especies más abundantes en cada uno de los usos de la tierra. Estas especies son las que sobresalen en las curvas de rango-dominancia

AGRI		CV		PAST	
Nombre científico	Ind (%)	Nombre científico	Ind (%)	Nombre científico	Ind (%)
<i>Gliricidia sepium</i>	90 (21,7)	<i>Gliricidia sepium</i>	1563 (24,9)	<i>Guazuma ulmifolia</i>	232 (17,8)
<i>Guazuma ulmifolia</i>	61 (14,7)	<i>Bursera simaruba</i>	956 (15,2)	<i>Gliricidia sepium</i>	121 (9,3)
<i>Cecropia peltata</i>	23 (5,6)	<i>Guazuma ulmifolia</i>	781 (12,4)	<i>Bursera simaruba</i>	120 (9,2)
<i>Bursera simaruba</i>	21 (5,1)	<i>Jatropha curcas</i>	427 (6,8)	<i>Mimosa tenuiflora</i>	90 (6,9)
<i>Tabebuia rosea</i>	21 (5,1)	<i>Mimosa tenuiflora</i>	419 (6,7)	<i>Byrsonima crassifolia</i>	69 (5,3)
PLANT		BSF		BS	
<i>Khaya senegalensis</i>	79 (18,8)	<i>Guazuma ulmifolia</i>	169 (6,1)	<i>Quercus peduncularis</i>	211 (15,3)
<i>Ilex tectonica</i>	24 (5,7)	<i>Byrsonima crassifolia</i>	159 (5,7)	<i>Quercus oleoides</i>	180 (13,0)
<i>Dialium guianense</i>	20 (4,7)	<i>Curatella americana</i>	147 (5,3)	<i>Curatella americana</i>	108 (7,8)
<i>Brosimum alicastrum</i>	18 (4,3)	<i>Aosa grandis</i>	123 (4,4)	<i>Pinus caribaea</i>	100 (7,2)
<i>Lonchocarpus hondurensis</i>	18 (4,3)	<i>Lonchocarpus hondurensis</i>	117 (4,2)	<i>Byrsonima crassifolia</i>	89 (6,4)
BR					
<i>Guazuma ulmifolia</i>	596 (23,7)				
<i>Spondias mombin</i>	124 (4,9)				
<i>Cecropia peltata</i>	88 (3,5)				
<i>Inga vera</i>	82 (3,6)				
<i>Tabebuia rosea</i>	76 (3,0)				

AGRI: agricultura, BR: bosque ribereño, BS: bosque secundario continuo, BSF: bosque secundario fragmentado, CV: cerca viva, PAST: pasturas, PLANT: café rústico

4.1.3 Distribución por clase diamétrica del número de especies, densidad de árboles y área basal por hectárea

La mayor riqueza de especies y densidad de árboles se encuentra en la clase diamétrica menor a 30 cm. En cambio, las mayores áreas basales están en la clase diamétrica mayor a 70 cm (Figura 4). La distribución de árboles en clases diamétricas para todos los usos de la tierra en Catacamas tiene la forma de jota invertida, lo que indica altas densidades de árboles en clases diamétricas menores y bajas en superiores.

Las CV tuvieron mayor densidad de árboles y área basal total, pero presentaron la menor riqueza de especies. Junto a PLANT, las CV destacan de los otros usos agrícolas por la alta densidad de árboles en clases diamétricas bajas y superiores. Los sistemas PLANT, BS, BSF y BR presentaron la mayor riqueza de especies, mientras que PAST y AGRI mostraron valores intermedios. Los bosques (BS, BSF y BR) presentaron mayores densidades de árboles que los sistemas de PAST, AGRI y PLANT. La menor área basal fue registrada en PAST y AGRI.

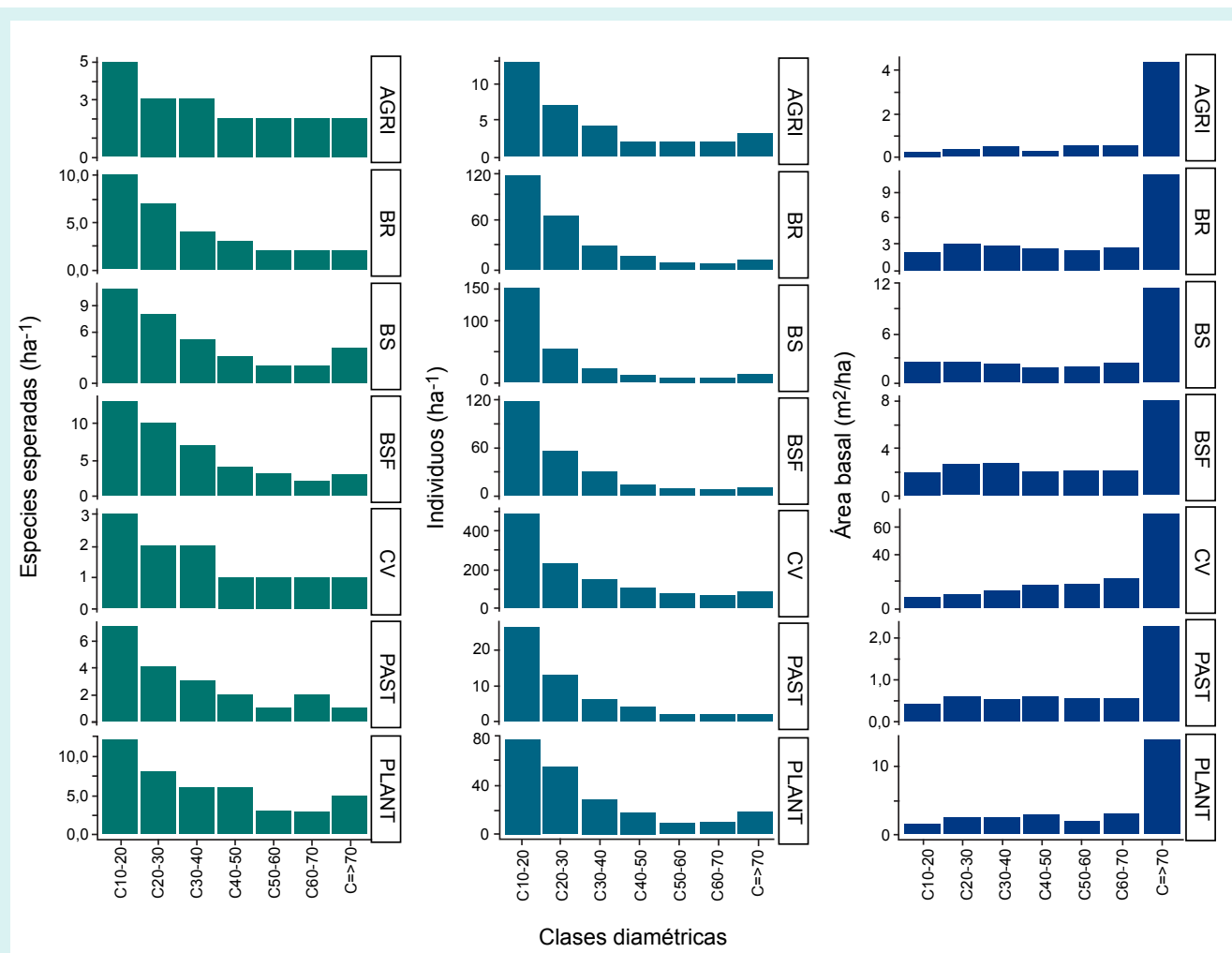


Figura 4. Distribuciones de clases diamétricas (en cm) para especies (primera columna), densidad arbórea (segunda columna) y áreas basales (tercera columna) para cada uso de la tierra. Las tres métricas son estandarizadas por hectárea.

AGRI: agricultura, BR: bosque ribereño, BS: bosque secundario continuo, BSF: bosque secundario fragmentado, CV: cerca viva, PAST: pasturas, PLANT: café rústico

4.2 Diversidad por uso de la tierra

4.2.1 Curvas de acumulación de especies por usos de la tierra

Los BSF y los BR presentaron el mayor número de especies total efectivas (⁰D), seguido de los BS. Los demás usos de la tierra no difieren entre sí (Figura 5). El mayor número de especies comunes efectivas (¹D) está en los BSF, seguido de los BR y PLANT, mientras que las CV presentaron el menor número de especies comunes efectivas. Cuando se observa la diversidad de especies dominantes, el BSF es el uso de la tierra con el mayor número de especies dominantes efectivas (²D) y el resto no difiere entre sí en especies dominantes.

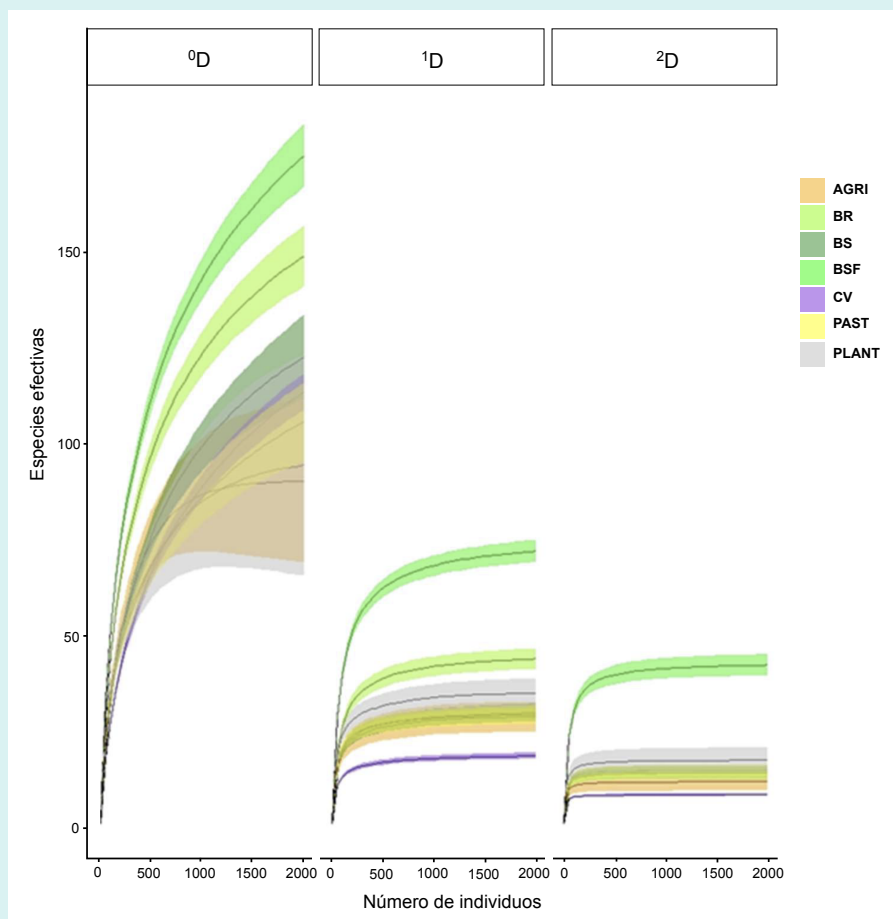
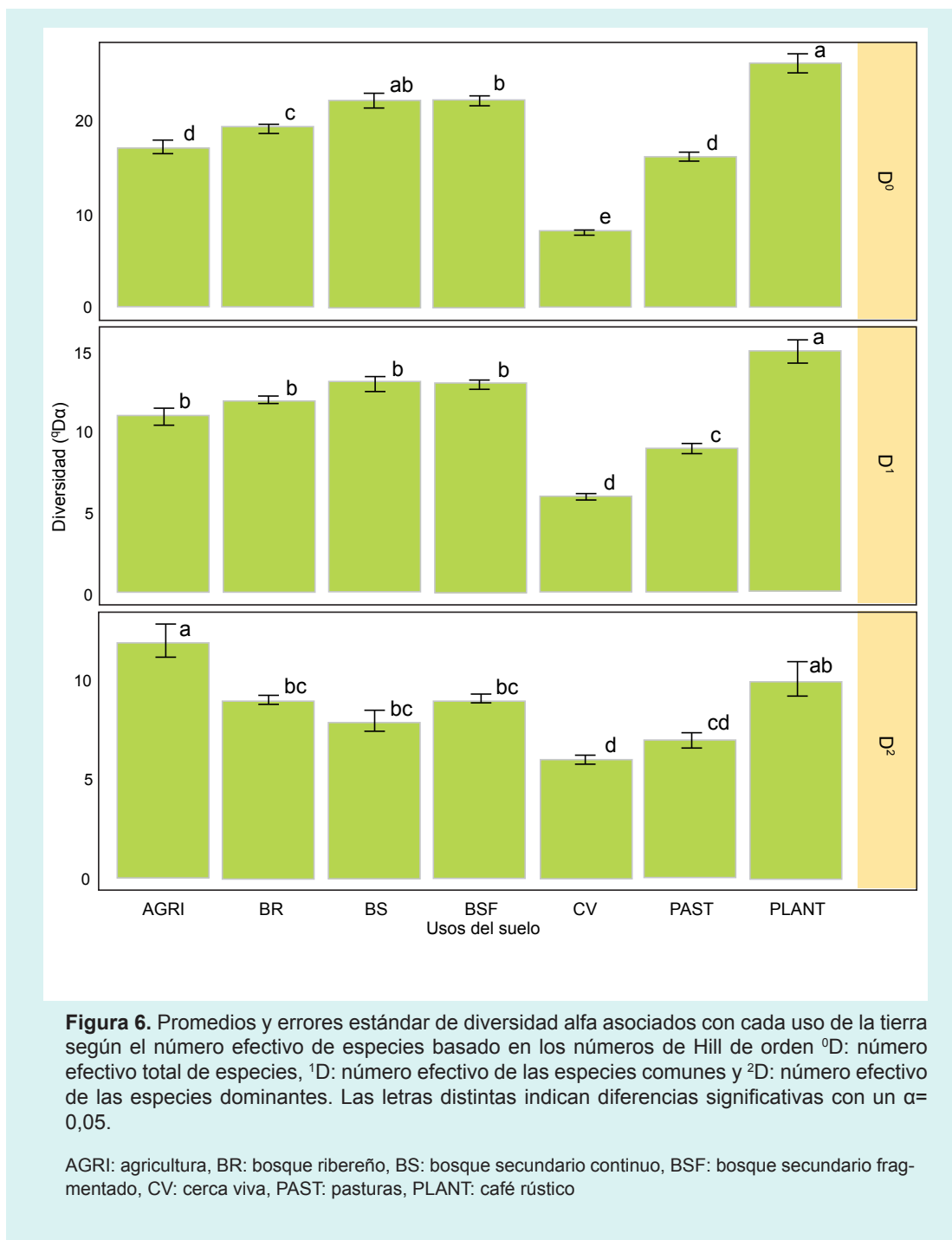


Figura 5. Curvas de acumulación (interpolación-extrapolación) de especies efectivas para cada uso de la tierra en Catacamas. La curva está basada en los números de Hill de orden 0D : número efectivo total de especies, 1D : número efectivo de las especies comunes y 2D : número efectivo de las especies dominantes. Las áreas coloreadas representan los límites de confianza al 95%.

AGRI: agricultura, BR: bosque ribereño, BS: bosque secundario continuo, BSF: bosque secundario fragmentado, CV: cerca viva, PAST: pasturas, PLANT: café rústico

4.2.2 Comparación de la diversidad alfa entre usos de la tierra en el paisaje

Se encontraron diferencias significativas en la diversidad alfa en los tres números de Hill estimados. El número promedio efectivo total de especies (0D) fue mayor en PLANT, seguido de los BSF. Las CV, PAST y AGRI mostraron los menores valores promedio de 0D . Para el número promedio efectivo de las especies comunes (1D), el PLANT mostró mayor diversidad que el resto de los usos y CV y PAST los menores valores. Los bosques (BS, BSF, BR) y AGRI no difieren entre sí en el valor promedio de 1D . Cuando se analiza la diversidad de especies dominantes (2D), esta fue mayor en AGRI que en el resto de los usos. Las CV y PAST presentaron el menor valor de diversidad para especies dominantes (Figura 6).



4.2.3 Comparaciones de la diversidad beta entre usos de la tierra en el paisaje

Como una medida de similitud, la diversidad beta presentó diferencias entre los usos de la tierra (Figura 7). La similitud del número efectivo total de especies (⁰D) fue mayor en los bosques BS, BSF y BR que en CV. Para las especies comunes (¹D), todos los bosques y PLANT mostraron mayor similitud que CV. En cambio, la similitud del número efectivo de las especies dominantes (²D) fue mayor en AGRI, BSF y BR que en CV. Los bosques, AGR, PAST y PLANT no presentaron diferencia en la similitud de especies dominantes.

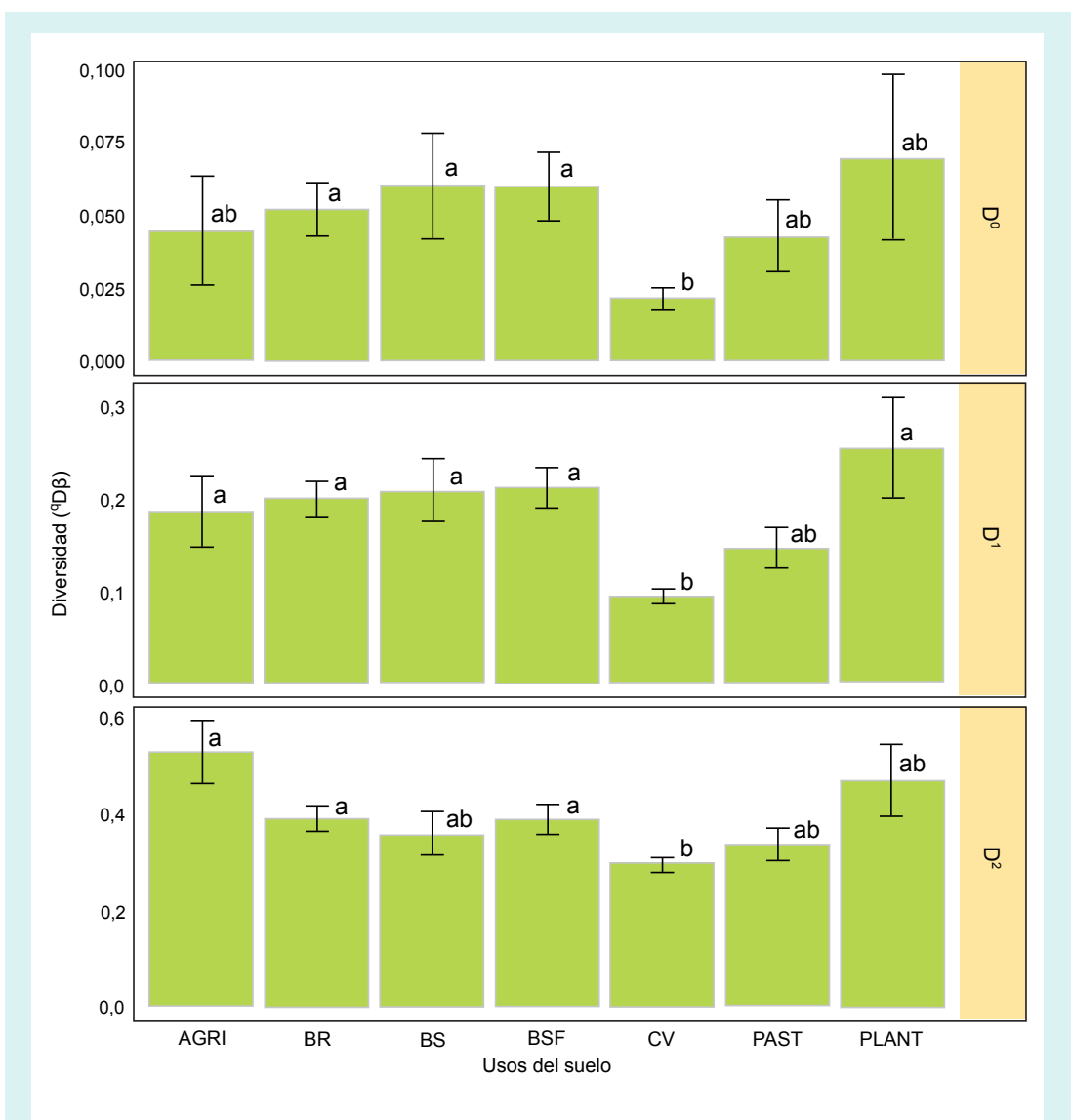


Figura 7. Diversidad beta como una medida específica de similitud con respecto a la diversidad total del paisaje. Promedios y errores estándar asociados con cada uso de la tierra, según la proporción de especies similares basado en los números de Hill de orden 0D : número efectivo total de especies, 1D : número efectivo de las especies comunes y 2D : número efectivo de las especies dominantes. Las letras distintas indican diferencias significativas con $\alpha=0,05$.

AGRI: agricultura, BR: bosque ribereño, BS: bosque secundario continuo, BSF: bosque secundario fragmentado, CV: cerca viva, PAST: pasturas, PLANT: café rústico

5. DISCUSIÓN

5.1. Diversidad arbórea del paisaje Catacamas

Los paisajes ganaderos en América Central parecen mostrar un alto potencial para la conservación de la biodiversidad arbórea. Los resultados indican que la matriz de usos de la tierra en el paisaje Catacamas registra una alta diversidad de árboles (375 especies ≥ 10 cm de dap en 84,2 ha evaluadas). Resultados de otros estudios en paisajes similares de la región coinciden con este hallazgo, como los de Sánchez *et al.* (2005b, 2011), que reportan para 21,4 ha muestreadas un total de 180 y 146 especies de árboles ≥ 10 cm de dap, respectivamente.

La diversidad de especies arbóreas en Catacamas está compuesta por muchas especies raras o poco comunes (40% de las especies inventariadas registraron tres individuos o menos) y muy pocas especies dominantes (5% del total de especies) que representan 66% de todos los árboles inventariados. Las especies raras son las que más aportan, como grupo, a la diversidad total del paisaje. La mayor densidad y diversidad de árboles son jóvenes, ya que se hallan en clases diamétricas de 10 a 20 cm de dap (52% del total de registros).

5.2. Biodiversidad arbórea en usos de la tierra agrícola y ganadera en Catacamas

Estudios para Mesoamérica muestran cómo ciertas prácticas agrícolas contribuyen a conservar y/o restaurar la biodiversidad en los paisajes agropecuarios (Estrada y Coates-Estrada 2002, Daily *et al.* 2003, Mayfield y Daily 2005), al mismo tiempo que mejoran el bienestar de las familias rurales, porque incrementan la producción de alimentos y proveen leña y madera, entre otros productos (Pretty *et al.* 2003).

El aumento de cobertura de árboles en fincas agrícolas constituye una práctica clave en la provisión de hábitat complementario, recursos y conectividad en el paisaje para un grupo significativo de fauna original (Rosset 1999, Harvey *et al.* 2006, Sekercioglu *et al.* 2007) y sirve como zona de amortiguamiento de las áreas naturales remanentes (Wallace *et al.* 2005), lo que contribuye al mantenimiento de importantes servicios ecosistémicos a nivel regional.

En Catacamas, las CV son estructuralmente el uso de la tierra que mayor densidad y área basal de árboles contiene. El 42% del número total de árboles se encuentra en cercas vivas (alrededor de 868 individuos ha^{-1}) y supera incluso a los bosques naturales (rango de 231-251 árboles ha^{-1}). Los otros usos antrópicos de la tierra tienen baja densidad de árboles, como el caso de PLANT (3% del total evaluado en el paisaje, alrededor de 16 árboles ha^{-1}), AGRI (3%, 4,1 árbol ha^{-1}) y PAST (9%, 3,4 árboles ha^{-1}).

Los usos de la tierra CV, AGRI y PAST tienen una composición arbórea similar en cuanto a las especies más abundantes y tal como lo muestran otros estudios, presentan un número efectivo total de especies arbóreas ($^{\circ}D$) menor que los bosques naturales del mismo paisaje (Sánchez *et al.* 2005a, 2005b; Chacón *et al.* 2007, González-Valdivia *et al.* 2012). Todos estos usos se diferencian de los bosques, porque la densidad de árboles se concentra en muy pocas especies, como el caso de las CV, donde 66% de los individuos se distribuye en apenas cinco especies.

Las especies dominantes en CV, AGRI y PAST son heliófitas, de rápido crecimiento y comunes en paisajes agropecuarios de la región, principalmente *Gliricidia sepium*, *Bursera simaruba*, *Guazuma ulmifolia*, *Jatropha curcas*, *Cecropia peltata*, *Tabebuia rosea*, *Byrsonima crassifolia* y *Mimosa tenuiflora* (Sánchez *et al.* 2005a, 2005b; Granda *et al.* 2015a, 2015b; Godinot *et al.* 2020).

El manejo de las fincas que realizan los productores en Catacamas puede ser la causa de la alta abundancia de especies de propósitos múltiples (p.e., leña, forraje y poste) (Harvey *et al.* 2008). Con excepción de *C. peltata* y *B. crassifolia*, el resto de las especies en usos agropecuarios son frecuentemente plantadas por los finqueros en CV por su tolerancia al clima seco y malos suelos, facilidad para el manejo de sombra (alto rebrote y sobrevivencia a podas sucesivas) y producción de forraje para el ganado (Heller 1996, Godinot *et al.* 2020).

G. ulmifolia es la especie dominante en Catacamas. Se encuentra entre las cinco más abundantes en prácticamente todos los usos de la tierra, a excepción de PLANT y BS. Es una especie abundante en muchos bosques secundarios y pasturas en paisajes ganaderos de la zona seca de América Central (Granda *et al.* 2015a). Entre sus características están: posee alta capacidad de rebrote, fructifica a edades tempranas (6-10 años), sus semillas tienen una gran capacidad para colonizar potreros degradados poco favorables para muchos árboles y el consumo de frutos por el ganado se convierte en una forma efectiva para la dispersión de sus semillas (Janzen 1982, Godinot *et al.* 2020). Además, como otras especies manejadas por los finqueros de la región, es muy valorada por la provisión de postes, sombra y forraje para ganado, razón por la que le brindan cuidados especiales para favorecer su regeneración en las fincas (Granda *et al.* 2015b).

Especies como *B. crassifolia* y *T. rosea* –por su parte– se encuentran en bosques secundarios y logran regenerarse exitosamente en pasturas (Sánchez *et al.* 2005a, González-Valdivia *et al.* 2012, Godinot *et al.* 2020, Sánchez *et al.* 2005a, González-Valdivia *et al.* 2012).

Finalmente, entre los usos agrícolas en Catacamas destaca el café rústico por su alta riqueza de especies, el cual es mayor que la de los demás usos e iguala la del BS. Los cafetales rústicos mantienen una alta cobertura de árboles remanentes de bosque, en comparación con otras tipologías de sistemas agroforestales tradicionales con sombra, donde los árboles son plantados. De ahí que su riqueza de vegetación es alta, así como la riqueza de otros grupos taxonómicos que se relacionan con la riqueza de árboles, tal como los murciélagos y las aves (Suatunce *et al.* 2003, Schroth *et al.* 2004, Harvey *et al.* 2006).

De las cinco especies más abundantes en cafetales rústicos en Catacamas únicamente *Lonchocarpus hondurensis* se registra entre las especies principales en otro uso de la tierra (BSF). El resto es frecuentemente encontrado en bosques naturales, a excepción de la caoba africana (*Khaya senegalensis*, Meliaceae), un árbol exótico multi-propósito de porte alto, grandes diámetros y de gran valor comercial para madera y como forraje y medicina para ganado y humanos (Gaoue y Ticktin 2007), que fue introducida de África a Centroamérica a inicios de los años 90 para su uso en plantaciones forestales (Guamán 2002, López *et al.* 2010).

5.3. Los bosques y el mantenimiento de la diversidad arbórea en el paisaje Catacamas

Los bosques juegan un papel clave en la diversidad del paisaje Catacamas. En este estudio, los bosques secundarios continuos (BS), fragmentados (BSF) y los bosques ribereños (BR) fueron los usos de la tierra que presentaron el mayor número efectivo total de especies (0D) y de especies comunes (1D).

Los resultados confirman la importancia de los sistemas forestales para la conservación de la biodiversidad en paisajes tropicales influenciados por humanos. Asimismo, el valor de los bienes y servicios proporcionados por los bosques secundarios y fragmentados son cada vez más reconocidos (Chazdon *et al.* 2009, 2014; Rozendaal *et al.* 2019) y aunque no se consideran iguales a los bosques maduros en términos de conservación de biodiversidad (Gibson *et al.* 2011), experimentan una rápida recuperación de riqueza de especies (Chazdon *et al.* 2009; Rozendaal *et al.* 2019) y de servicios ecosistémicos asociados con esta (Gamfeldt *et al.* 2013, Matos *et al.* 2020,).

Por los niveles de diversidad arbórea hallados en los bosques naturales en Catacamas, se asume que estos sistemas se encuentran degradados o en fases no maduras de sucesión secundaria. Comparados con otros bosques secundarios de la región, los de Catacamas tienen muy pocas especies por área (por 100 individuos, 23 especies en BS, 22 especies en BSF y 19 en BR). Por ejemplo, los valores de biodiversidad descritos por Rozendaal *et al.* (2019) en bosques secundarios neotropicales son de un promedio de 11 especies por 25 individuos ≥ 10 cm de dap.

Finalmente, en muchos paisajes tropicales productivos similares al de Catacamas, una alta proporción de los bosques se encuentran fragmentados (Taubert *et al.* 2018). Estos fragmentos tienden a ser pequeños, aislados y fuertemente influenciados por los usos agropecuarios adyacentes, lo que afecta la conectividad y el tránsito de posibles dispersores de semillas. La agricultura intensiva y la presencia del ganado puede afectar significativamente la regeneración natural en estos sistemas forestales (Ngo Bieng *et al.* 2021, Souza-Oliveira *et al.* 2021). En este contexto, la conservación de la diversidad de árboles en sistemas agrícolas circundantes puede contribuir a reforzar la diversidad de los bosques y en general, del paisaje (Sánchez *et al.* 2011, Estrada-Carmona *et al.* 2019), especialmente en aquellos como el de Catacamas, bajo intensa actividad humana y altamente fragmentado.



Remanentes de bosque natural en Catacamas Foto: Norvin Sepúlveda

6. IMPLICACIONES DE LOS RESULTADOS DEL ESTUDIO PARA LA GESTIÓN DE LA DIVERSIDAD ARBÓREA EN CATACAMAS

Nuestros resultados contribuyen al conocimiento de la diversidad arbórea en Catacamas, un paisaje ganadero geográficamente estratégico para conectar y brindar refugio a la biodiversidad de zonas de importancia para la conservación en Mesoamérica, como la Reserva de Biósfera Río Plátano, el Parque Nacional Patuca y la Reserva de Biósfera Tawahka.

Los árboles en los distintos usos de la tierra en Catacamas, además de tener un valor intrínseco por formar parte de la biodiversidad misma del paisaje, son claves por su aporte de recursos a la fauna y la provisión de servicios ecosistémicos. La selección y manejo de árboles fuera de los bosques en paisajes ganaderos proveen forraje, leña, frutas, madera y postes (Harvey y Haber 1999, Cajas-Girón y Sinclair 2001, Sánchez *et al.* 2017). Estos árboles tienen una importancia ecológica, social y económica que hay que reconocer, valorar y gestionar, y este estudio sienta las bases de conocimiento para la implementación de acciones de gestión de la biodiversidad en el paisaje.

El papel de los sistemas agrícolas en la biodiversidad de Catacamas es relevante, sobre todo en el caso de los sistemas rústicos de café que –a pesar de su reducida área– aportan una alta diversidad, especialmente en el número total de especies y de especies comunes. Las prácticas de manejo aplicadas a estos sistemas agrícolas diversificados –por ejemplo, el uso de especies propias de bosques maduros o primarios– pueden ser útiles para otros sistemas agrícolas menos diversos en el paisaje, como el caso de las cercas vivas y los sistemas de pastura, donde las especies dominantes son generalistas en términos de los usos de suelo en el que se encuentran.

Para los usos de la tierra cercas vivas, agricultura y pasturas –que son de baja diversidad alfa y contribuyen poco a la diversidad beta del paisaje– se recomiendan prácticas de enriquecimiento para aumentar el número total de especies y de especies comunes, priorizando especies propias de bosque primario, muy poco comunes en este paisaje, así como especies de uso múltiple seleccionadas por los finqueros.

La aplicación del conocimiento local de los productores, combinado con el conocimiento técnico, ha demostrado ser exitoso en el mejoramiento de los servicios ecosistémicos que promueven los árboles, como el caso de los sistemas agro/silvopastoriles (Harvey *et al.* 2011, Sánchez *et al.* 2017). Por lo tanto, se sugiere realizar encuentros con productores de diferentes usos de la tierra para compartir experiencias sobre manejo, uso y diversificación de árboles en fincas.

Por otra parte, la promoción de sitios demostrativos de buen manejo de fincas y las escuelas de campo han mostrado un gran valor como enfoque metodológico para que los productores identifiquen los principales problemas que afectan sus sistemas productivos y encuentren soluciones con recursos propios y adecuados a las condiciones biofísicas y socioeconómicas en las cuales se desenvuelven (Gutiérrez-Montes *et al.* 2012, Casasola 2021).

Los bosques naturales de Catacamas son bosques secundarios y muy degradados, a juzgar por su composición de especies y bajos niveles de diversidad. Podría ser útil aumentar la resiliencia y el valor económico de estos sistemas, como en muchos paisajes tropicales al aplicar restauración activa (Suding 2011, Ngo Bieng *et al.* 2021). En Catacamas, la restauración de los bosques consistiría en un enriquecimiento con especies propias de bosques primarios y el favorecimiento de las condiciones para la regeneración y el crecimiento de especies de árbol de uso múltiple de interés, mediante la aplicación de tratamientos, como la liberación (Serrano-Molina *et al.* 2021). El conocimiento de las especies arbóreas por los productores es clave para planificar tal restauración.



Pasturas con árboles, Catacamas. Foto: Norvin Sepúlveda

7. LITERATURA CITADA

- Alder, D; Synnott, T.J. 1992. Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest. Oxford Forestry Institute, University of Oxford.
- Alvarado, F; Williams, DR; Arroyo-Rodríguez, V; Escobar, F. 2018. Commentary: Forest Cover Is Critical for Biodiversity Conservation in Tropical Livestock-Dominated Landscapes. *Tropical Conservation Science* 11:1-4.
- Auguie, B. 2017. gridExtra: Miscellaneous Functions for "Grid" Graphics. R package version 2.3. Disponible en <https://CRAN.R-project.org/package=gridExtra>
- Aviron, S; Burel, F; Baudry, J; Schermann, N. 2005. Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108:205-217.
- Barlow, J; Lennox, GD; Ferreira, J; Berenguer, E; Lees, AC; Nally, RM; Thomson, JR; Ferraz, SF; Louzada, J; Fonseca-Oliveira, VH; Parry, L; de Castro Solar, RR; Vieira, ICG; Aragão, LEOC; Anzolin Begotti, R; Braga, RF; Cardoso, T; de Oliveira Jr, RC; Souza Jr, CM; Moura, NG; Nunes, S; Siqueira, JV; Pardini, R; Silveira, JM; de Mello, FZV; Stulpen Veiga, RC; Venturieri, A; Gardner, TA. 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* 535:144-47.
- Barrios, E; Valencia, V; Jonsson, M; Brauman, A; Hairiah, K; Mortimer, PE; Okubo, S. 2018. Contribution of trees to the conservation of biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 14(1):1-16. DOI: 10.1080/21513732.2017.139916
- Betts, MG; Wolf, C; Ripple, WJ; Phalan, B; Millers, KA; Duarte, A; Butchart, SHM; Levi, T. 2017. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature* 547:441-44.
- Bhagwat, SA; Willis, KJ; Birks, HJB; Whittaker, RJ. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution* 23(5):261-276.
- Bradshaw, CJ; Sodhi, NS; Brook, BW. 2009. Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:79-87.
- Brouwer, F; Bruce, MC. 2006. Agriculture and climate beyond 2015: A New Perspective on Future Land Use Patterns. 10.1007/1-4020-4368-6.
- Cajas-Girón, YS; Sinclair, FL. 2001. Characterization of multistrata silvopastoral systems on seasonally dry pastures in the Caribbean region of Colombia. *Agroforestry Systems* 53:215-225.
- Casasola Coto, F. (comp.). 2021. Guías metodológicas para la facilitación de sesiones de aprendizaje en Escuelas de Campo implementadas en el marco del proyecto BioPaSOS en los Estados de Jalisco, Chiapas y Campeche en México (en línea). Turrialba, Costa Rica, CATIE. 252 p. (Serie divulgativa /CATIE, No. 23).
- Chacón LM; Harvey, CA; Delgado, D. 2007. Diversidad arbórea y almacenamiento de carbono en un paisaje fragmentado del bosque húmedo de la Zona Atlántica de Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* 51-52:19-32.
- Chao, A; Gotelli, NJ; Hsieh, TC; Sander, EL; Ma, KH; Colwell, RK; Ellison, AM. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84:45-67.
- Chatterjee, N; Nair, PKR; Chakraborty, S; Nair, VD. 2018. Changes in soil carbon stocks across the Forest-Agroforest-Agriculture/Pasture continuum in various agroecological regions: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 266:55-67.
- Chazdon, R. 2014. Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. Chicago, United States of America, The University of Chicago Press. 472 p.
- Chazdon, RL; Harvey, CA; Komar, O; Griffith, DM; Ferguson, BG; Martínez-Ramos, M; Morales, H; Nigh, R; Soto-Pinto, L; van Breugel, M; Philpott, SM. 2009. Beyond Reserves: A Research Agenda for Conserving Biodiversity in Human-modified Tropical Landscapes. *Biotropica* 41(2):142-153.
- Daily, GC; Ceballos, G; Pacheco, J; Suzan, G; Sánchez-Azofeifa, A. 2003. Countryside biogeography of Neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* 17:1814-1826.
- DeClerck, F; Chazdon, R; Holl, KD; Milder, JC; Finegan, B; Martínez-Salinas, A; Imbach, P; Canet, L; Ramos, Z. 2010. Biodiversity conservation in human-modified landscapes of Mesoamerica: Past, present and future. *Biological Conservation* 143(10):2301-2313.
- Devictor, V; Jiguet, F. 2007. Community richness and stability in agricultural landscapes: the importance of surrounding habitats. *Agricultural Ecosyst. Environ.* 120:179-184.

- DICTA (Dirección de Ciencia y Tecnología Agropecuaria). 2002. Caracterización de los principales valles y altiplanos de Honduras. Unidad de Gestión Empresarial, 39 p.
- Dinerstein, E; Olson, DM; Graham, D; Webster, AL; Primm, SA; Bookbinder, MP; Ledec, G. 1995. A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean. THE WORLD BANK WASHINGTON, DC (USA).
- Dirzo, R; Raven, PH. 2003. Global State of Biodiversity and Loss. Annual Review of Environment and Resources 28:137-167.
- Estrada, A; Coates-Estrada, R. 2002. Dung beetles in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat island at Los Tuxtlas, México. Biodiversity and Conservation 11:1903- 1918.
- Estrada-Carmona, N; Martínez-Salinas, A; DeClerck, FAJ; Vilchez-Mendoza, S; Garbach, K. 2019. Managing the farmscape for connectivity increases conservation value for tropical bird species with different forest-dependencies. Journal of Environmental Management 250:109-504. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109504>.
- Fahrig, L; Baudry, J; Brotons, L; Burel, FG; Crist, TO; Fuller, RJ; Sirami, C; Siriwardena, GM; Martin, JL. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. Ecology Letters 14:101-112.
- FAO. 2020. Global Forest Resources Assessment 2020. Rome, Italy, FAO.
- Fischer, J; Batáry, P; Bawa, KS; Brussaard, L; Chappell, MJ; Clough, Y; Daily, GC; Dorrough, J; Hartel, T; Jackson, LE; Klein, AM; Kremen, C; Kuemmerle, T; Lindenmayer, DB; Mooney, HA; Perfecto, I; Philpott, SM; Tschamtkke, T; Vandermeer J; Wanger, TC; Von Wehrden, H. Nov. 4, 2011. Conservation: limits of land sparing. Science 334(6056):593; author reply 594-5. DOI: 10.1126/science.334.6056.593-a. PMID: 22053026.
- Gamfeldt, L; Snäll, T; Bagchi, R; Jonsson, M; Gustafsson, L; Kjellander, P; Ruiz-Jaén, MC; Fröberg, M; Stendahl, J; Philipson, CD; Mikusiński, G; Andersson, E; Westerlund, B; Andrén, H; Moberg, F; Moen, J; Bengtsson, J. 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. Nature Communications 4:1340.
- Gaoue, OG; Tickin, T. 2007. Patterns of harvesting foliage and bark from the multipurpose tree *Khaya senegalensis* in Benin: Variation across ecological regions and its impacts on population structure. Biological Conservation 137:424-436.
- Gibson, L; Lee, TM; Koh, LP; Brook, BW; Gardner, TA; Barlow, J; Peres, CA; Bradshaw, CJA; Laurance, WF; Lovejoy, TE; Sodhi, NS. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. Nature 478:378-381.
- Godfray, HCJ. 2011. Food and Biodiversity. Science 333:1231-1232.
- Godfray, HCJ; Beddington, JR; Crute, JI; Haddad, L; Lawrence, D; Muir, JF; Pretty, J; Robinson, S; Thomas, S; Toulmin, C. 2010. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. Science 327:812-818.
- Godinot, F; Somarriba, E; Finegan, B; Delgado-Rodríguez, D. 2020. Secondary Tropical Dry Forests Are Important to Cattle Ranchers in Northwestern Costa Rica. Trop J Environ Sci. 54(2):20-50.
- González-Valdivia, N; Ochoa-Gaona, S; Ferguson, BG; Pozo, C; Kampichler, C; Pérez-Hernández, I. 2012. Análisis comparativo de la estructura, diversidad y composición de comunidades arbóreas de un paisaje agropecuario en Tabasco, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 83:83-99.
- Gotelli, NJ; Colwell, RK. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecology Letters 4:379-391.
- Granda, V; Finegan, B; Ramos, Z; Detlefsen, G; Molina, A. 2015a. Potencial de manejo de bosques restaurados por sucesión natural secundaria en Guanacaste, Costa Rica. Boletín técnico CATIE No. 78. 52 p. (Serie técnica).
- Granda, V; Finegan, B; Ramos, Z; Detlefsen, G; Molina, A. 2015b. Bosques secundarios en potreros abandonados Potencial para la recuperación de la biodiversidad y Síntesis para decisores. Policy Brief 20, CATIE.
- Grantham, HS; Duncan, A; Evans, TD; Jones, KR; Beyer, HL; Schuster, R; Walston, J; Ray, JC; Robinson, JG; Callow, M; Clements, T; Costa, HM; DeGemmis, A; Elsen, PR; Ervin, J; Franco, P; Goldman, E; Goetz, S; Hansen, A; Hofsvang, E; Jantz, P; Jupiter, S; Kang, A; Langhammer, P; Laurance, WF; Lieberman, S; Linkie, M; Malhi, Y; Maxwell, S; Méndez, M; Mittermeier, R; Murray, NJ; Possingham, H; Radachowsky, J; Saatchi, S; Samper, C; Silverman, J; Shapiro, A; Strassburg, B; Stevens, T; Stokes, E; Taylor, R; Tear, T; Tizard, R; Venter, O; Visconti, P; Wang, S; Watson, JEM. 2020. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. Nature Communications 11:5978.
- Guamán, V. 2002. Estudio técnico económico para establecer una plantación de caoba africana (*Khaya senegalensis*) en el valle del Yeguaré, Honduras. Tesis Lic., Zamorano. 41 p.
- Gutiérrez-Montes, IA; Bartol, P; Ramírez, F; López, J; Say, E; Banegas, K. 2012. Las escuelas de campo del MAP-CATIE: práctica y lecciones aprendidas en la gestión del conocimiento y la creación de capacidades locales para el desarrollo rural sostenible. Boletín Técnico No. 52. 63 p. (Serie Técnica CATIE).

- Hall, SJG. 2019. Livestock biodiversity as interface between people, landscapes and nature. *People and Nature* 00:1-7. DOI: 10.1002/pan3.23.
- Harrison, RD; Harrison, S; Laumonier, Y; Somarriba, E; Suber, M. 2019. Biodiversity Monitoring for Agricultural Landscapes. A protocol using biodiversity metrics to monitor agricultural sustainability under Aichi Target 7. World Agroforestry (ICRAF). Nairobi, Kenya. Report.
- Harvey CA; Tucker, N; Estrada, A. 2004. Live fences, isolated trees and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes? In: Schroth G, Fonseca GAB, Harvey CA, Gascón C, Vasconcelos HL, Izac AMN (eds.). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington, D.C., Island Press. p. 261-289.
- Harvey, CA; Haber, WH. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44:37-68.
- Harvey, CA; Komar, O; Chazdon, R; Ferguson, BG; Finegan, B; Griffith, DM; 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(1):8-15.
- Harvey, CA; Medina, A; Sánchez, DM; Vílchez, S; Hernández, B; Sáenz, JC; Maes, JM; Casanoves, F; Sinclair, FL. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5):1986-1999.
- Harvey, CA; Villanueva, C; Esquivel, H; Gómez, R; Ibrahim, M; López, M; Villacís, J. 2011. Conservation value of dispersed tree cover threatened by pasture management. *Forest Ecology and Management* 261(10):1664-1674.
- Heck, KL; van Belle, G; Simberloff, D. 1975. Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology* 56:1459-1461.
- Heller, J. 1996. *Physic nut. Jatropha curcas L. Promoting the conservation and use of underutilized and neglected crops*. 1. Institute of Plant Genetics and Crop Plant Research, Gatersleben/ International Plant Genetic Resources Institute, Rome.
- Holdridge, L. R. 1967. «Life Zone Ecology». Tropical Science Center. San José, Costa Rica.
- Hsieh, TC; Ma, KH; Chao, A. 2020. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.20. Disponible en <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>.
- ICF (Instituto de Conservación Forestal). 2019. Mapa de cobertura forestal y uso de la tierra 2018. Gobierno de Honduras.
- INE (Instituto Nacional de Estadística). 2018. Catacamas, Olancho. 3 p. Informe. Disponible en [catacamas-olancho.pdf \(ine.gob.hn\)](http://catacamas-olancho.pdf(ine.gob.hn)).
- Janzen, DH. 1982. Natural history of guacimo fruits (*Sterculiaceae: Guazuma ulmifolia*) with respect to consumption by large mammals. *American Journal of Botany* 69(8):1240-1250.
- Jost, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88(10):2427-2439.
- Kremen, C; Merenlender, AM. 2018. Landscapes that work for biodiversity and people. *Science* 362 (6412). 9 p. DOI: 10.1126/science.aau6020.
- Kuyah, S; Öborn, I; Jonsson, M; Dahlin, AS; Barrios, E; Muthuri, C; Malmer, A; Nyaga, J; Magaju, C; Namirembe, S; Nyberg, Y; Sinclair, FL. 2016. Trees in agricultural landscapes enhance provision of ecosystem services in Sub-Saharan Africa. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 12(4):255-273. DOI: 10.1080/21513732.2016.1214178
- Laurance, WF; Goosem, M; Laurance, .GW. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* 24:659-669.
- López, JA; Alvarado, CA; Ávila, Z. 2010. Adaptación de *Khaya senegalensis* Juss. en seis ecosistemas de la región centroamericana. *TATASCAN Revista Técnica Científica* 22(1):15-24.
- Magurran, AE. 2004. *Medición de la diversidad biológica*. Oxford, Blackwell.
- Martin, DA; Osen, K; Grass, I; Hölscher, D; Tschamtker, T; Wurz, A; Kreft, H. 2020. Land-use history determines ecosystem services and conservation value in tropical agroforestry. *Conservation Letters*. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12740>.
- Martínez-Fonseca, JG; Chávez-Velásquez, M; Williams-Guillen, K; Chambers, CL. 2020. Bats use live fences to move between tropical dry forest remnants. *Biotropica* 00:1-6. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.1275>.
- Matos, FAR; Magnago, LFS; Miranda, CAC; de Menezes, LFT; Gastauer, M; Safar, NVH; Schaefer, CEGR; da Silva, MP; Simonelli, M; Edwards, FA; Martins, SV; Meira-Neto, JAA; Edwards, DP. 2020. Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity cobenefits. *Global Change Biology* 26:509–522

- Mayfield, MM; Daily, GC. 2005. Countryside biogeography of Neotropical herbaceous and shrubby plants. *Ecological Applications* 15:423-439.
- Medina, A; Harvey, CA; Sánchez, D; Vílchez, S. 2006. Bat Diversity and Movement in an Agricultural Landscape in Matiguás, Nicaragua. *Biotropica* 39(1):120–128. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2006.00240.
- Miller, K; Chang, E; Johnson, N. 2001. Defining common ground for the Mesoamerican Biological Corridor. World Resources Institute. Washington, D.C.
- Moguel, P; Toledo, V. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of México. *Conservation Biology* 13(1):11-21. Disponible en <http://www.jstor.org/stable/2641560>
- Morecroft, MD; Duffield, S; Harley, M; Pearce Higgins, JW; Stevens, N; Watts, O; Whitaker, J. 2020. Agricultural lands key to mitigation and adaptation - Response. *Science* 367:518-519.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: "Hot spots" in tropical forests. *The Environmentalist* 8:1-2.
- Myers, N; Mittermeier, RA; Mittermeier, CG; da Fonseca, GAB; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Nair, PR. 2007. The coming of age of agroforestry. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 87:1613-1619.
- Ngo Bieng MA; Souza Oliveira M; Roda, JM; Boissiere, M. 2021. Relevance of secondary tropical forest for landscape restoration. *Forest Ecology and Management* 493:119265. 10 p.
- Oksanen, J; Blanchet, FG; Kindt, R; Legendre, P; Michin, PR; O'Hara, RB; Simpson, GL; Solymos, M; Stevens, RH; Wagner, E. (2020). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. Disponible en <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pardon, P; Reubens, B; Reheul, D; Mertens, J; De Frenne, P; Coussement, T; Janssens, P; Verheyen, K. 2017. Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 247:98-111.
- PDEM (Plan de Desarrollo Económico Municipal) Catacamas 2007 y Base de Datos del Departamento. Control Tributario Municipalidad de Catacamas 2009. Informe.
- Pimm, SL; Raven, P. 2000. Extinction by numbers. *Nature* 403:843-845.
- Pretty, J; Morison, RE; Hine, R. 2003. Reducing food poverty by increasing agricultural sustainability in developing countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95:217-234.
- Prevedello, JA; Almeida-Gomes, M; Lindenmayer, DB. 2018. The importance of scattered trees for biodiversity conservation: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 55:205-214. DOI: 10.1111/1365-2664.12943.
- Pumariño, L; Sileshi, GW; Gripenberg, S; Kaartinen, R; Barrios, E; Muchane, MN; Midega, C; Jonsson, M. 2015. Effects of agroforestry on pest, disease and weed control: A meta-analysis. *Basic and Applied Ecology* 16:573-582.
- Redo, DJ; Grau, HR; Aide, TM; Clark, ML. 2012. Asymmetric forest transition driven by the interaction of socioeconomic development and environmental heterogeneity in Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109:8839-8844.
- Rosset, P. 1999. The multiple functions and benefits of small farm agriculture. Institute for Food and Development Policy/Food First. Oakland, California.
- Rozendaal, DMA *et al.* 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science Advances*, 5: eaau3114, 10p. DOI: 10.1126/sciadv.aau3114
- Sánchez, D; Harvey, CA; Grijalva, A; Medina, A; Vílchez, S; Hernández, B. 2005a. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un paisaje fragmentado de bosque seco en Rivas, Nicaragua. *Recursos Naturales y Ambiente* (45):91-104
- Sánchez, D; Harvey, CA; Grijalva, A; Medina, A; Vílchez, S; Hernández, B. 2005b. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Revista Biología Tropical* 53(3-4):387-414.
- Sánchez, D; Vílchez, SJ; DeClerck, F. 2011. Complementariedad de la vegetación como provisión de recursos para la comunidad de aves en el agropaisaje de Copán Ruinas, Honduras. *Agroforestería en las Américas* 48:130-136.
- Sánchez, YKKA; Tapia, MEP; Salazar, JCS. 2017. Importancia cultural de vegetación arbórea en sistemas ganaderos del Municipio de San Vicente del Caguán, Colombia. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica* 20(2):393-401.
- Scales, BR; Marsden, SJ. 2008. Biodiversity in small-scale tropical agroforests: a review of species richness and abundance shifts and the factors influencing them. *Environmental Conservation* 35(2):160-172.

- Schroth, G; Harvey, CA; Vincent, G. 2004. Complex agroforests: their structure, diversity, and potential role in landscape conservation. *In* Schroth G; da Fonseca, GAB; Harvey CA; Gascón C; Vasconcelos HL; Izac AMN (eds.). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington, D.C. Island Press. p. 227-260.
- Sekercioglu, CH; Loarie, SR; Oviedo Brenes, F; Ehrlich PR; Daily GC. 2007. Persistence of forest birds in the Costa Rican agricultural countryside. *Conservation Biology* 21:482-494.
- Sepúlveda, N; Vagen, TG; Winowiecki, LA; Ordoñez, J; Chiputwa, B; Makui, P; Somarriba, E; López-Sampson, A. 2020. Resultados de los estudios biofísicos y socioeconómicos en el Paisaje Centinela Nicaragua-Honduras. Documento de trabajo 6. Programa de Investigación de CGIAR sobre Bosques, Árboles y Agroforestería (FTA). Bogor, Indonesia.
- Serrano-Molina, JJ; Delgado-Rodríguez, D; Morales, JP. 2021. Silvicultura de bosques secundarios y de bosques degradados: las intervenciones silvícolas para su manejo en Centroamérica. *Manual Técnico No. 149*. 57 p. (Serie técnica).
- Shaver I; Chain-Guadarrama, A; Cleary, KA; Sanfiorenzo, A; Santiago-García, RJ; Finegan, B; Hormel, L; Sibeleti, N; Vierling, LA; Bosque-Pérez, NA; DeClerck, F; Fagan, ME; Waits, LP. 2015. Coupled social and ecological outcomes of agricultural intensification in Costa Rica and the future of biodiversity conservation in tropical agricultural regions. *Global Environmental Change* 32:74-86.
- Somarriba, E; Carreño-Rocabado, G; Amores, F; Caicedo, W; Oblitas, S; Gillés de Pélichy, S; Cerda, R; Ordóñez, JC. 2017. Trees on Farms for Livelihoods, Conservation of Biodiversity and Carbon Storage: Evidence from Nicaragua on This “Invisible” Resource. *In* Montagnini, F. (ed.). *Integrating Landscapes: Agroforestry for Biodiversity Conservation and Food Sovereignty*. *Advances in Agroforestry* 12. Springer, Cham. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-69371-2_15.
- Souza-Oliveira, M; Finegan, B; Casanoves, F; Delgado, D; Sepulveda, N; Aguilar-Porras, A; Chamorro, MA; Morales, JP; Ngo Bieng, MA. 2021. Biomass of timber species in Central American secondary forests: Towards climate change mitigation through sustainable timber harvesting. *Forest Ecology and Management* 496. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119439>.
- Suatunce, P; Somarriba E; Harvey, C; Finegan, B. 2003. Composición florística y estructura de bosques y cacaotales en los territorios indígenas de Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10:31-35.
- Suding, KN. 2011. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42:465-487.
- Swift, MJ; Izac, AMN; van Noordwijk, M. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes – are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:113-134.
- Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J. et al. 2018. Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature* 554, 519–522. <https://doi.org/10.1038/nature25508>.
- Toledo-Hernández, M; Wanger, TC; Tschamtké, T. 2017. Neglected pollinators: Can enhanced pollination services improve cocoa yields? A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 247:137-148.
- Tschamtké, T; Clough, Y; Bhagwat, SA; Buchori, D; Faust, H; Hertel, D; Hölscher, D; Juhbandt, J; Kessler, M; Perfecto, I; Scherber, C; Schroth, G; Veldkamp, E; Wanger, TC. 2011. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes – a review. *Journal of Applied Ecology* 48:619-629.
- Tschamtké, T; Klein, AM; Kruess, A; Steffan-Dewenter, I; Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management. *Ecology Letters* 8:857-874.
- Vandermeer, J; Perfecto, I. 1997. The Agroecosystem: A Need for the Conservation Biologist's Lens. *Conservation Biology* 11:591-592.
- Venables, WN; Ripley, BD. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0
- Vidal, A; Kumar, C; Zingrebe, Y; Dobie, P; Gassner, A. 2020. Trees on farms as a nature-based solution for biodiversity conservation in agricultural landscapes.
- Vilchez-Mendoza, S; Harvey, CA; Sáenz, JC; Casanoves, F; Carvajal, JP; González, J; Hernández, B; Medina, A; Montero, J; Sánchez, D; Sinclair, FL. 2014. Consistency in bird use of tree cover across tropical agricultural landscapes. *Ecological Applications* 24(1):158-166.
- Wallace, GN; Barborak, J; MacFarland CG. 2005. Land-use planning and regulation in and around protected areas: a study of best practices and capacity building needs in México and Central America. *Natureza y Conservacao* 3:147-167.
- Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Woinarski, JCZ. 2010. Biodiversity conservation in tropical forest landscapes of Oceania. *Biological Conservation* 143:2385-2394.

- Zeledón, EB; Kelly, NM. 2009. Understanding large-scale deforestation in southern Jinotega, Nicaragua from 1978 to 1999 through the examination of changes in land use and land cover. *Journal of environmental management* 90:2866-2872.
- Zermeño-Hernández, I; Pingarroni, A; Martínez-Ramos, M. 2016. Agricultural land-use diversity and forest regeneration potential in human-modified tropical landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 230:210-220.
- Zuur, A; Ieno, EN; Walker, N; Saveliev, AA; Smith, GM. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. 2009th ed. Springer.



8. ANEXOS

Anexo 1. Número promedio de individuos (N) por clase diamétrica (CD). Estos valores se utilizaron para ser las estimaciones de la riqueza de árboles por ha.

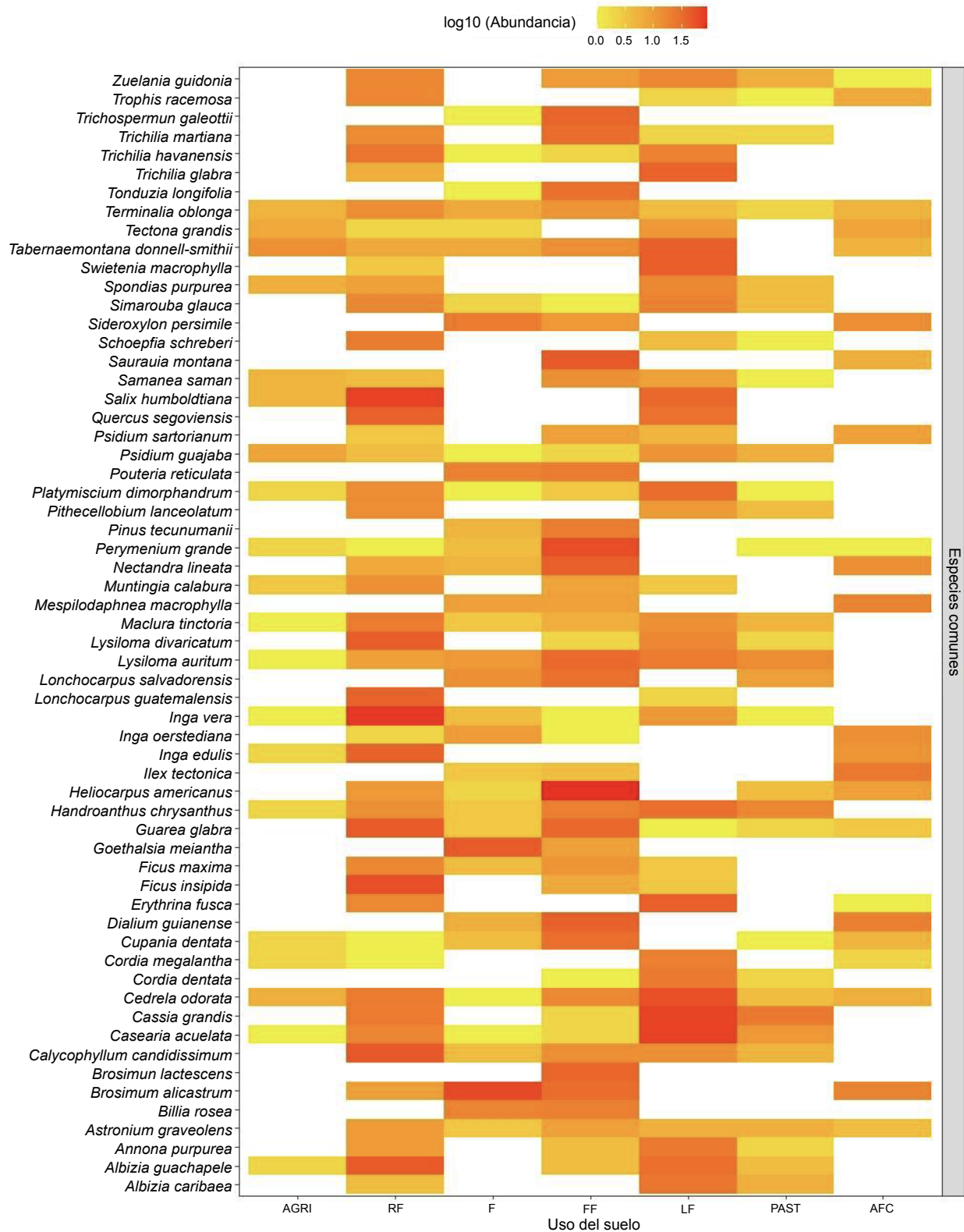
CD (cm)	N
10-20	428
20-30	192
30-40	121
40-50	75
50-60	43
60-70	33
>70	55

Anexo 2. Estadísticas de selección de los diferentes modelos de rango-abundancia para cada uno de los usos de la tierra (UdeT). AIC= Criterio de Información de Akaike, BIC= Criterio de Información Bayesiano y D= a la Desviación

UdeT	Estadística	Broken-stick	Lognormal
AGRI	AIC	405,13	244,32
	BIC	405,13	248,81
	D	202,57	37,76
BR	AIC	2334,69	788,39
	BIC	2334,69	794,52
	D	1771,9	221,6
BS	AIC	1395,2	495,03
	BIC	1395,2	500,45
	D	1038,51	134,33
BSF	AIC	1589,62	826,75
	BIC	1589,62	833,28
	D	909,17	142,3
CV	AIC	11242,07	1444,38
	BIC	11242,07	1450,46
	D	10668,73	867,05
PAST	AIC	1040,04	368,17
	BIC	1040,04	373,26
	D	723,63	47,76
PLANT	AIC	290,5	230,77
	BIC	290,5	235,12
	D	90,76	27,03

Preemption	Zipf	Zipf-Mandelbrot
376,73	217,68	217,74
378,98	222,18	224,49
172,17	11,12	9,18
1947,14	852,63	854,63
1950,21	858,76	863,82
1382,35	285,84	285,84
880,07	535,74	390,78
882,78	541,16	398,91
521,37	175,04	28,09
1047,87	1224,39	730,23
1051,13	1230,92	740,02
365,42	539,94	43,78
5604,59	1405,64	1029,81
5607,63	1411,72	1038,92
5029,26	828,31	450,48
646,57	443,95	344,08
649,11	449,03	351,71
328,16	123,54	21,67
275,82	251,66	245,16
278	256	251,68
74,08	47,91	39,42

Anexo 3. Especies arbóreas comunes del paisaje Catacamas y su abundancia por usos de la tierra



AGRI: agricultura, BR: bosque ribereño, BS: bosque secundario continuo, BSF: bosque secundario fragmentado, CV: cerca viva, PAST: pasturas, PLANT: café rústico

Anexo 4. Tutorial para análisis de datos

Elaborado por: Vilchez-Mendoza Sergio

23/11/2021

Versión de r: 4.04

Este tutorial es para realizar los análisis presentados en el artículo y las figuras incluidas. La tabla de datos se asume que esta depurada y sin errores.

I. Cargar librerías y directorio

Primero hay que cargar las librerías y llamar el directorio de trabajo para ser empleadas al ambiente de R.

```
setwd('C:\\\\CATACAMA_DIEGO\\rutinas')
library(data.table)
library(openxlsx)
library(iNEXT)
library(vegan)
```

Ahora necesitamos cargar los datos

```
dt.anali<-data.table(read.csv(file='Dt.analisis.csv'))
#summary(dt.all)
```

Generar base de datos para construir los modelos de abundancia (curvas de rango-abundancia)

```
comp<-dt.anali[,.N, by=c('LU', 'ID_PARCELA', 'CODALP')]
comp<-dcast(comp, ID_PARCELA+LU~ CODALP, value.var='N')

for (i in 3:377) comp[, (i):=replace(.SD[, i, with=F], is.na(.SD[, i, with=F]), 0)]

comp<-dt.anali[,.N, by=c('LU', 'CODALP')]
comp<-dcast(comp, LU~ CODALP, value.var='N')

for (i in 2:376) comp[, (i):=replace(.SD[, i, with=F], is.na(.SD[, i, with=F]), 0)]
mod<-list()
for(i in 1:7) mod[[i]] <- radfit(comp[i,-1])
salida<-plot(rad.null(comp[i,-1], family=poisson))
```

```
Tab_CUR_RA<-list()
dt.curv<-list()
for(i in 1:7) {
  Tab_CUR_RA[[i]]<-data.frame(LU=comp[i,'LU'], Model=c('Broken-stick', 'Lognormal
```

```

' , 'Preemption', 'Zipf', 'Zipf-Mandelbrot'),
  deviance=c(mod[[i]]$ models$Null$deviance, mod[[i]]$models$Lognormal$
deviance,mod[[i]]$models$Preemption$deviance,mod[[i]]$models$Zipf$deviance, mod[
[i]]$models$Mandelbrot$deviance),
  AIC=c(mod[[i]]$ models$Null$aic, mod[[i]]$models$Lognormal$aic,mod[[i]
]$models$Preemption$aic,mod[[i]]$models$Zipf$aic, mod[[i]]$models$Mandelbrot$aic
),
  BIC=c(BIC(mod[[i]]$ models$Null), BIC(mod[[i]]$models$Lognormal),BIC(m
od[[i]]$models$Preemption),BIC(mod[[i]]$models$Zipf), BIC(mod[[i]]$models$Mandel
brot)))
dt.curv[[i]]<-data.frame(LU=comp[i, 'LU'],
  'Broken-stick'=mod[[i]]$ models$Null$fitted.values,
  'Lognormal'=mod[[i]]$models$Lognormal$fitted.values,
  'Preemption'=mod[[i]]$models$Preemption$fitted.values,
  'Zipf'=mod[[i]]$models$Zipf$fitted.values,
  'Zipf-Mandelbrot'=mod[[i]]$models$Mandelbrot$fitted.va
lues,
  Y=as.vector(mod[[i]]$y),
  Ind=seq(from=0,to=(length(as.vector(mod[[i]]$y))-1),by
=1), spp=names(mod[[i]]$models$Mandelbrot$fitted.values))
}

Tab_CUR_RA<-do.call(rbind, Tab_CUR_RA)
dt.curv1<-do.call(rbind, dt.curv)
dt.div<-list()

for(i in c(2:6)) {dt.div[[i]]<-data.table(nam=names(dt.curv1)[i], dt.curv1[,c(
1,i,7:9)])
names(dt.div[[i]])<-c('Model', 'LU', 'fitted','Observe', 'Especies','Nam')
}

```

Editar la figura que se integra al artículo (Figura 3)

```

library(ggplot2)
library(gtable)
library(grid)
library(gridExtra)

dt.div<-data.table(do.call(rbind, dt.div))
dt.div[LU=="PLANT" , 'GRUPOS']<- 'G1'
dt.div[LU=="AGRI" , 'GRUPOS']<- 'G1'
dt.div[LU=="PAST" , 'GRUPOS']<- 'G1'
dt.div[LU=="CV" , 'GRUPOS']<- 'G1'
dt.div[LU=="BS" , 'GRUPOS']<- 'G2'
dt.div[LU=="BR" , 'GRUPOS']<- 'G2'
dt.div[LU=="BSF" , 'GRUPOS']<- 'G2'
dt.div[, MEJOR:=ifelse(Model=="Zipf.Mandelbrot" & LU=="BS", 1,
  ifelse(Model=="Zipf.Mandelbrot" & LU=="BSF",1,
    ifelse(Model=="Zipf.Mandelbrot"& LU=="CV",1,1
    ,
    ifelse(Model=="Zipf.Mandelbrot" & LU
=="PAST", 1,

```

```

                                                    ifelse(Model=="Lognormal" & L
U=="BR', 2,
                                                    ifelse(Model=="Lognorm
a1" & LU=="PLANT',2,
                                                    ifelse(Model=="Zipf
" & LU=="AGRI', 3,NA)))))))]
DT.SUB<-subset(dt.div,MEJOR>=1)
DT.SUB$LU1<-DT.SUB$LU
DT.SUB$LU<-factor(DT.SUB$LU1, labels=c('AGRI', 'RF','F', 'FF', 'LF','PAST
', 'AFC'))

ggplot(DT.SUB, aes(x=Especies,y=log(1+fitted), group=LU1))+
  geom_line(aes(color=LU1), size=1.4)+
  scale_fill_manual(values = alpha(c("orange", 'chartreuse','forestgreen'
,'green',
                                'blueviolet','yellow',"grey"), .5))+
  ylab('Log(Abudancia)')+xlab('Número de especies')+
  theme(strip.text = element_text(margin = margin(10, 10, 10, 10), size
=16),
        legend.position = c(.95, .95),
        legend.title = element_blank(),
        axis.title = element_text(size = 16),
        axis.text = element_text(size = 12))+theme_bw()+ theme_classic()

```

II. Construyendo las distribuciones diamétricas

Hay que preparar los datos y generar una variable que indique las clases

```

dt.anali[,ABasal:=((pi*((DBH/100)^2)/4))/T_parcela_ha]

CD_N<-dt.anali[, list(sum(ABasal), .N/T_parcela_ha), by=.(T_parcela_ha,ID_PARCEL
A,CD, LU, CODALP)]
CD_N<-CD_N[,list(sum(V1), sum(V2), .N), by=.(ID_PARCELA,CD, LU)]
CD_N<-CD_N[,list(mean(V1), mean(V2), mean(N)), by=.(CD, LU)]
CD_N[, CD:=factor(CD, levels=c('C10-20', 'C20-30', 'C30-40', 'C40-50', 'C50-60', 'C
60-70', 'C>70'))]

CD_sp<-dt.anali[, (.N/T_parcela_ha), by=.(ID_PARCELA,CD, LU, CODALP)]
CD_sp1<-dt.anali[, (.N/T_parcela_ha), by=.(ID_PARCELA,CD, LU)]
IND_CD_sp<-CD_sp1[, round(mean(na.omit(V1))), by=CD]

CD_sp<-merge(CD_sp, IND_CD_sp, by='CD')
sp_CD_rare<-dcast(CD_sp, V1.y+CD+ID_PARCELA+LU~CODALP, value.var='V1.x', fill=0,
fun=mean)

spp.split<-split(sp_CD_rare, sp_CD_rare$CD)
rareS<-lapply(spp.split, function(x) return(data.table(x[,c(1:4)], rareS=rarefy(
x[, -c(1:4)], sample= unique(x$V1.y) ))) )

```



```
rateS<-do.call(rbind, rareS)
sppHa<-rateS[,mean(rareS),by=.(LU, CD)]
sppHa[, CD:=factor(CD, levels=c('C10-20', 'C20-30', 'C30-40', 'C40-50', 'C50-60', 'C60-70', 'C=>70'))]
```

Generamos la figura 4

```
AA<-ggplot(sppHa, aes(x=CD, y=round(V1)))+ylab(expression(paste("Especies esperadas (ha^-1",")")))+xlab('')+geom_col()+facet_grid(LU~., scale='free')+ theme_classic()
AB<-ggplot(CD_N, aes(x=CD, y=round(V2)))+ylab(expression(paste("Individuos (ha^-1",")")))+xlab('')+geom_col()+facet_grid(LU~., scale='free')+ theme_classic()
Ac<-ggplot(CD_N, aes(x=CD, y=(V1)))+ylab(expression(paste("Área basal (m^2","/ha)")))+xlab('')+geom_col()+facet_grid(LU~., scale='free')+ theme_classic()
AA<-AA+theme(axis.text.x = element_text(angle = 90, vjust = 0.5, hjust=1))+
  theme(axis.text=element_text(size=12),axis.title=element_text(size=14,face="bold"))
AB<-AB+theme(axis.text.x = element_text(angle = 90, vjust = 0.5, hjust=1))+
  theme(axis.text=element_text(size=12),axis.title=element_text(size=14,face="bold"))
Ac<-Ac+theme(axis.text.x = element_text(angle = 90, vjust = 0.5, hjust=1))+
  theme(axis.text=element_text(size=12),axis.title=element_text(size=14,face="bold"))
grid.arrange(AA, AB,Ac, ncol=3, bottom = 'Clases diamétricas')
```

III. Curvas de acumulación de especies (paisaje y usos de la tierra)

Primero hay que preparar los datos ##Diversidad total (Gama), Figura 2 utilizaremos la función **iNEXT** para hacer las interpolaciones-extrapolaciones de la diversidad utilizando los números de Hill.

```
comp1<-dt.anali[, .N,by=.(ID_PARCELA,LU, CODALP)]
comp2<-dcast(comp1, ID_PARCELA+LU~CODALP, value.var='N', fill=0, fun=mean)

MyX<-comp2[,2]
MyY<-comp2[, -c(1:2)]
vectorEspecies<-data.frame(sapply(1:length(unique(MyX$LU)), function(i) apply(subset(MyY, MyX$LU==sort(unique(MyX$LU))[i]), 2,sum)))
colnames(vectorEspecies)<-sort(unique(MyX$LU))

vecEspecies<-apply(vectorEspecies,1,sum)

out.GT <- iNEXT(vecEspecies, q=c(0,1,2), datatype="abundance",endpoint=15000,knots=40,se=TRUE,conf=0.95,nboot=100)
sal.curvGT<-data.frame(ggplot2::fortify(out.GT,type=1))
sal.curvGT$order<-as.factor(sal.curvGT$order)
```

```
ggplot(sal.curvGT,aes(x=x, y=y,ymin=y.lwr,ymax=y.upr, fill=order)) + geom_line()
+
  geom_ribbon()+theme_classic() + ylab('Especies efectivas')+xlab('Numero de ind
ividuos')+
  scale_fill_discrete(labels = c('0'=expression(paste('^"0", "D")), '1'=express
ion(paste('^"1", "D")), '2'=expression(paste('^"2", "D"))))+
theme(legend.position = c(.10, .95),legend.title = element_blank(),
  legend.text = element_text(size = 16),
  axis.title = element_text(size = 16),
  axis.text = element_text(size = 16))
```

Curvas por usos de la tierra. Figura 5

```
vectorEspecies<-data.frame(sapply(1:length(unique(MyX$LU)), function(i) apply(su
bset(MyY, MyX$LU==sort(unique(MyX$LU))[i]), 2,sum)))
colnames(vectorEspecies)<-sort(unique(MyX$LU))
#by(vectorEspecies, vectorEspecies$LU, summary)

out1 <- iNEXT(vectorEspecies, q=c(0,1,2), datatype="abundance",endpoint=2000,kno
ts=40,se=TRUE,conf=0.95,nboot=100)
sal.curv<-data.frame(ggplot2::fortify(out1,type=1)) [,c(3,5,6:9)]
ggplot(sal.curv,aes(x=x, y=y,ymin=y.lwr,ymax=y.upr, fill=site)) + geom_line()+
geom_ribbon() +facet_grid(.~order, labeller = label_bquote(cols=paste('^.(ord
er), 'D')), scale='free')+
scale_fill_manual(values = alpha(c("orange", 'chartreuse', 'forestgreen', 'green',
'blueviolet', 'yellow', "grey"), .5))+theme_cla
ssic()+
  ylab('Especies efectivas')+xlab('Número de individuos')+
  theme(strip.text = element_text(margin = margin(10, 10, 10, 10), size=16),
  legend.title = element_blank(),
  legend.position = c(.30, .95),
  axis.title = element_text(size = 16),
  axis.text = element_text(size = 12))
```

IV. Estimar la diversidad por parcela

Estimar la diversidad esperada usando **iNEXT** por parcela para hacer las pruebas de comparaciones (ANOVA). Utilizando modelos lineales generalizado, lo primero que se debe de hacer es preparar las estimaciones para los números de Hill.

```
comp3<-dt.anali[,.N, by=.(LU,ID_PARCELA, CODALP)]
comp4<-dcast(comp3, CODALP~ID_PARCELA, value.var='N',fill=0, fun=mean)
comp5<-data.frame(comp4[, -1])
out3 <- iNEXT(comp5, q=c(0,1,2), datatype="abundance",endpoint=100,knots=40,se=TR
UE,conf=0.95,nboot=100)
```

```

sal.plot<-data.table(subset(data.frame(ggplot2::fortify(out3,type=1)) [,c(3,5,6:
9)], x==100))
sal.plot<- dcast(sal.plot, site~order, value.var='y', fun=mean)

IDPAR<-c()
for(i in 1:488) IDPAR[i]<-as.numeric(strsplit(as.character(sal.plot$site), 'X')[[
i]][2])

sal.plot<-sal.plot[, ID_PARCELA := IDPAR][,-1]
names(sal.plot)<-c('q0', 'q1', 'q2', 'ID_PARCELA')

sal.plot<-merge(sal.plot, comp3[,.(LU, ID_PARCELA)], by='ID_PARCELA', all.x=TRUE
)
sal.DIV<-data.table(subset(sal.curv,x==2000 ))
sal.DIV<- dcast(sal.DIV, site~order, value.var='y')
names(sal.DIV)<-c('LU', 'G0', 'G1', 'G2')

sal.plot<-merge(sal.plot, sal.DIV, by='LU', all.x=TRUE)
sal.plot$GT0<-374
sal.plot$GT1<-60
sal.plot$GT2<-22
sal.plot[,c('D0', 'D1', 'D2', 'DT0', 'DT1', 'DT2'):=list( 1/(G0/q0),1/(G1/q1),1/(G2/
q2),1/(GT0/q0),1/(GT1/q1),1/(GT2/q2)) ]

```

Realizamos los ajustes de los modelos, las pruebas de comparaciones de medias y su validación.

```

library(MASS)
library(lsmmeans)
library(emmeans)
library(multcomp)
library(multcompView)

#alpha
q0<-glm.nb(q0~LU, data=sal.plot)
q1<-glm.nb(q1~LU, data=sal.plot)
q2<-glm.nb(q2~LU, data=sal.plot)

#beta
B0T<-glm(DT0~LU, data=sal.plot)
B1T<-glm(DT1~LU, data=sal.plot)
B2T<-glm(DT2~LU, data=sal.plot)

eq0 = emmeans(q0, specs = ~ LU, type = "response")
eq1 = emmeans(q1, specs = ~ LU, type = "response")
eq2 = emmeans(q2, specs = ~ LU, type = "response")

eBT0 = emmeans(B0T, specs = ~ LU, type = "response")
eBT1 = emmeans(B1T, specs = ~ LU, type = "response")
eBT2 = emmeans(B2T, specs = ~ LU, type = "response")

```

```

q0m<-data.frame(cld(eq0, alpha = 0.05, Letters = LETTERS, reversed=TRUE))
q1m<-data.frame(cld(eq1, alpha = 0.05, Letters = LETTERS, reversed=TRUE))
q2m<-data.frame(cld(eq2, alpha = 0.05, Letters = LETTERS, reversed=TRUE))

BT0m<-data.frame(cld(eBT0, alpha = 0.05, Letters = LETTERS, reversed=TRUE))
BT1m<-data.frame(cld(eBT1, alpha = 0.05, Letters = LETTERS, reversed=TRUE))
BT2m<-data.frame(cld(eBT2, alpha = 0.05, Letters = LETTERS, reversed=TRUE))

L.mean<-list(q0m,q1m,q2m,BT0m,BT1m,BT2m)

dt_plot<-list()
n.mean<-c('q0','q1','q2', 'B0','B1','B2')
n.mean1<-c(0:2,0:2,0:2)
dt_plot<-lapply(1:6, function(i)
return(data.table(INDICE=n.mean1[i],IND=n.mean[i],L.mean[[i]])))
dt_plot<-do.call(rbind, dt_plot)

```

Construimos las figuras 6 y 7

```

ggplot(dt_plot[1:21,],aes(x=LU,y=round(the.emmean)))+geom_bar(stat="identity")+
geom_errorbar(aes(ymin=round(the.emmean)-SE, ymax=round(the.emmean)+SE),
width=.2, position=position_dodge(.9))+
  geom_text(aes(label=tolower(.group)), hjust=0.1, vjust=-0.1, size=6)+
  facet_grid(INDICE~.,labeller = label_bquote('D' ^ .(INDICE)), scale='free')+
ylab(expression(paste('Diversidad', ' ', '(' , ''^'q', 'D', alpha, ')')))+
xlab('Usos del suelo')+
  theme_bw()+ theme(strip.background = element_rect(colour = "black", fill =
'grey'),strip.text = element_text(margin = margin(10, 10, 10, 10),
size=16),axis.title = element_text(size = 12),
axis.text = element_text(size = 12),
legend.text = element_text(size = 12))

```

```

ggplot(dt_plot[43:63,],aes(x=LU,y=response))+geom_bar(stat="identity")+
geom_errorbar(aes(ymin=response-SE, ymax=response+SE), width=.2,
position=position_dodge(.9))+
  geom_text(aes(label=tolower(.group)),hjust=0.1, vjust=-0.1, size=6)+
  facet_grid(INDICE~.,labeller = label_bquote('D' ^ .(INDICE)), scale='free')+
ylab(expression(paste('Diversidad', ' ', '(' , ''^'q', 'D', beta, ')')))+xlab('Usos
del suelo')+
  theme_bw()+
  theme(strip.background = element_rect(colour = "black", fill = 'grey'),
strip.text = element_text(margin = margin(10, 10, 10, 10), size=16),
axis.title = element_text(size = 12),
axis.text = element_text(size = 12),
legend.text = element_text(size = 12))

```

FIN



CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza) es un centro regional dedicado a la investigación y la enseñanza de posgrado en agricultura, manejo, conservación y uso sostenible de los recursos naturales. Sus miembros son Belice, Bolivia, Colombia, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá, Paraguay, República Dominicana, Venezuela y el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).



Tel. + (506) 2558-2000



comunica@catie.ac.cr



Sede Central, CATIE
Cartago, Turrialba, 30501
Costa Rica

ISBN: 978-9977-57-765-4



9 789977 577654