

---

# *The Mexican Naturalist*

---

*Revista Oficial del Curso de Campo*

*Ecología de Bosques Tropicales Fragmentados*



---

*El Canto de la Selva*  
*Galacia, Marqués de Comillas, Chiapas*  
*3 al 13 abril de 2018*  
**Volumen 9**

## **Coordinador:**

Dr. Víctor Arroyo-Rodríguez (IIES - UNAM campus Morelia)

## **Profesores Invitados:**

Dr. Felipe P. L. Melo (Universidad Federal de Pernambuco, Recife, Brasil)

Dr. Bráulio A. Santos (Universidad Federal de Paraíba, João Pessoa, Brasil)

## **Estudiantes:**

Iván Leonardo Ek Rodríguez	ekrodriguez@cieco.unam.mx
Nathalia C. Pérez Cárdenas	ncperezc@cieco.unam.mx
Sabine Cudney	sabine.cudney@gmail.com
Julisa Ocampo Castillo	cas-tie@hotmail.com
Ricard Arasa	richi_arasa@hotmail.com
Daniel Martín Auliz Ortiz	auliz.d@gmail.com
Aldo López Velázquez	icerberoaltaica@hotmail.com
Fredy Vargas	fredyvarcar@gmail.com
Ana Laura Urrutia Cárdenas	analaura18@ciencias.unam.mx
Ricardo Rivera	richar_rr69@hotmail.com
Cristian Hernandez	cristianhdz_@outlook.com
Luis Alberto Flores-Rocha	lafr_pb@ciencias.unam.mx
Amauri Sarmiento Rojas	amauri.sarmiento@gmail.com
Juan Manuel Aquino	juanmanuel_bat@hotmail.com
Karen Noriega Piña	k_bh@ciencias.unam.mx
Bayron Calle-Rendón	bayroncalle@gmail.com
Berenice García R.	blgnr@hotmail.com
Sarahi Jimenez	tjimenes123@gmail.com

## TRABAJOS GRUPALES GUIADOS

**Diversidad acústica y su relación con la estructura de la vegetación en un bosque tropical húmedo del sureste de México.** Sarmiento-Rojas A, Hernández-Herrera CI, Ek-Rodríguez IL, Ocampo-Castillo J ..... 1

**Efecto de borde sobre el establecimiento del género *Chamaedorea* en un fragmento de bosque maduro.** Arasa-Gisbert R, Calle-Rendón BR, Flores-Rocha LA, Urrutia-Cárdenas AL ..... 4

**Permeabilidad de cultivos de maíz y palma de aceite para invertebrados del suelo en un paisaje antropogénico.** Auliz-Ortiz D, Cudney-Valenzuela SJ, García-Reyes B, Noriega K, Vargas-Cárdenas F ..... 7

**Influencia del disturbio intermedio en el mantenimiento de la diversidad de anfibios y reptiles en un gradiente de perturbación.** Pérez-Cárdenas N, López-Velázquez A, Rivera R, Toribio-Jiménez S, Aquino-Sanchez JM ..... 11



## RESUMENES DE TRABAJOS INDEPENDIENTES

**¿El ectoparasitismo puede afectar la vigorosidad del murciélago *Saccopteryx leptura*?** Aquino-Sanchez JM, Toribio-Jiménez S, Ocampo-Castillo J, Sarmiento-Rojas A, Flores-Rocha A ..... 15

**Comparación de la composición de las comunidades de insectos asociadas a *Heliconia wagneriana*.** López-Velázquez A, Hernández-Herrera CI, Pérez-Cárdenas NC, García-Reyes LB ..... 15

**Influencia de la cobertura del dosel en el establecimiento de brinzales con estrategias de vida contrastantes.** Ek I, Arasa-Gisbert R, Urrutia-Cárdenas AL, Noriega K ..... 15

**Efecto de la cantidad de hábitat sobre la mortalidad denso-dependiente del árbol *Brosimum alicastrum* (Moraceae).** Calle-Rendón BR, Cudney-Valenzuela SJ, Aulíz Ortiz DM, Rivera R, Vargas-Cárdenas F ..... 16

**Factores que afectan el establecimiento de la interacción mutualista entre hormigas *Azteca* sp. y el árbol *Cecropia obtusifolia*.** Vargas-Cárdenas F, Calle-Rendon BR, Ocampo-Castillo J ..... 16

**El papel de los monocultivos como conectores de hábitat para la herpetofauna.** Aquino-Sanchez JM, López-Velázquez A, Flores-Rocha LA ..... 16

**La experiencia hace al maestro: el uso correcto de hipótesis y predicciones en un curso de ecología tropical.** Ek IL, Rivera R, Urrutia-Cárdenas AL ..... 17

**La composición del ensamblaje de semillas depende de la calidad del parche.**  
Cárdenas-Pérez N, Cudney-Valenzuela S, Noriega K ..... 17

**Efecto de la cantidad del hábitat y el tamaño del parche sobre la riqueza de líquenes cortícolas.** Arasa-Gisbert R, Hernández-Herrera CI, Toribio-Jiménez S ..... 17

**Los senderos ecoturísticos limitan el establecimiento de juveniles del árbol tropical *Brosium alicastrum* en una reserva tropical.** Auliz-Ortiz DM, García-Reyes B, Sarmiento-Rojas A ..... 18



# Diversidad acústica y su relación con la estructura de la vegetación en un bosque tropical húmedo del sureste de México

Amauri Sarmiento-Rojas<sup>1\*</sup>, Cristian Iván Hernández-Herrera<sup>2</sup>, Iván Leonardo Ek-Rodríguez<sup>3</sup>, Julissa Ocampo-Castillo<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Veracruz, México.

<sup>2</sup>Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

<sup>3</sup>Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México.

<sup>4</sup>Escuela Nacional de Estudios Superiores campus Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México.

\*Autor para la correspondencia: amauri.sarmiento@gmail.com

**Resumen:** La elevada diversidad en los bosques tropicales puede ser explicada por la gran heterogeneidad ambiental que genera microhábitats y recursos que promueven la ocupación de nichos diferentes. El conjunto de sonidos producidos por los animales puede utilizarse para estudiar la diversidad ecológica, pero pocos estudios han evaluado su relación con variables ambientales. En este proyecto investigamos cómo se relaciona la heterogeneidad estructural de la vegetación con la diversidad y equitatividad acústica en un bosque tropical húmedo. Esperamos que los índices de diversidad y equitatividad acústica incrementen en sitios con mayor densidad de árboles y variación en el volumen de madera, bajo la hipótesis de que las especies ocupan diferentes frecuencias del espectro acústico. Muestreamos 20 parcelas de 4 × 10 m en la Selva Lacandona, donde cuantificamos las métricas acústicas y estimamos la heterogeneidad de la vegetación. Contrario a lo esperado, el coeficiente de variación del volumen de la vegetación no afectó significativamente las métricas acústicas. Sin embargo, como esperábamos, la densidad de plantas afectó positivamente la diversidad acústica, pero negativamente la equitatividad acústica.

**Palabras claves:** biofonía, heterogeneidad ambiental, nicho acústico, paisaje sonoro.

## INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales concentran la mayor parte de la biodiversidad mundial (Gaston 2000). Una de las explicaciones de esta gran diversidad es su elevada complejidad estructural, la cual genera microhábitats y recursos que promueven el mantenimiento de gran cantidad de especies, cada una de las cuales se especializa en un nicho específico (Hill y Hill 2001, Hutchinson 1959). Los ritmos acelerados de degradación del bosque tropical húmedo por las actividades humanas hacen necesario contar con métodos más eficientes para estudiar el papel de la heterogeneidad ambiental como un mecanismo que mantiene la diversidad biológica en estos ecosistemas. En este sentido, la ecología del paisaje sonoro ofrece una novedosa aproximación conceptual y metodológica para entender la dinámica ecológica con base en el conjunto de sonidos generados en un sitio dado (Pijanowski et al. 2011).

El conjunto de sonidos producidos por los animales se conoce como biofonía y es uno de los componentes del paisaje sonoro o “soundscape” (Pijanowski et al. 2011) y tienen un rol importante en la comunicación e interacción intra e interespecífica, incluyendo competencia, depredación, reproducción y orientación. El sonido producido por cada especie ocupa diferentes regiones en el espectro acústico, por lo que este puede operar como un filtro ecológico que limita la presencia de otras especies, manteniendo así la diversidad biológica y acústica (Hutchinson 1959, Krause 1993). La hipótesis del nicho acústico establece que el espectro sonoro es un recurso limitado; las especies que coexisten en un sitio vocalizan a diferentes escalas espaciales, temporales y espectrales para minimizar la competencia (Krause 1993). Las especies presentes en un sitio generan un perfil espectral característico que puede medirse con índices de diversidad

acústica que, a su vez, pueden relacionarse con variables ambientales del sitio. Sin embargo, pocos estudios han analizado la influencia de la estructura de la vegetación en la composición del paisaje acústico.

En este proyecto, analizamos cómo la diversidad acústica de la biofonía en un bosque tropical húmedo del sureste mexicano es afectada por la heterogeneidad estructural de la vegetación. Si la estructura de la vegetación favorece la emisión y la transmisión de determinadas frecuencias del espectro sonoro, las selvas estructuralmente más heterogéneas deben generar paisajes sonoros más complejos y así presentar más diversidad acústica.

## MÉTODOS

### Área de estudio

Realizamos este estudio en el centro ecoturístico “Canto de la Selva”, ubicado en el estado de Chiapas. La vegetación del área de estudio está clasificada como selva alta perennifolia de acuerdo con la clasificación de Miranda y Hernández (1963). En la región de la Selva Lacandona, el área basal promedio de la vegetación arbórea es de  $3.4 \pm 0.87$  m<sup>2</sup> y la densidad de tallos de  $207 \pm 34 / 0.1$  ha (Hernández-Ruedas et al. 2014).

### Trabajo de campo

Registramos el paisaje sonoro de un sitio de selva en el horario de 06:30 a 07:30 am. Realizamos las grabaciones utilizando teléfonos celulares a una tasa de muestreo de 44.1 KHz en 20 sitios a 50 m de distancia a lo largo de los senderos “Ficus-

Ceiba” y “Jaguar”. Esta distancia se decidió con base en el rango de alcance esperado de los dispositivos. Las grabaciones fueron tomadas por cuatro personas de manera simultánea durante 30 segundos en cada sitio.

En cada sitio de grabación establecimos una parcela rectangular de  $4 \times 10$  m para obtener las variables estructurales de la vegetación. En cada parcela medimos el diámetro a la altura del pecho (DAP) y altura total de todos los tallos de árboles y palmas con diámetro mayor o igual a 1 cm y altura mayor a 50 cm. A partir del diámetro y la altura, calculamos el volumen del tronco en  $m^3$  con la fórmula  $V = (\pi \cdot d/2) \cdot h$  donde  $d$  es el DAP de cada individuo y  $h$  su altura. Además, realizamos un conteo del número de individuos totales (árboles y palmas) presentes en cada parcela. Con los datos de volumen calculamos el coeficiente de variación (%) de cada parcela como indicador de heterogeneidad estructural con la fórmula  $CV = 100 \cdot (s/mean)$ , donde  $mean$  es el valor promedio de volumen de los individuos presentes en una parcela y  $s$  su desviación estándar.

### Análisis acústico

Todas las grabaciones fueron transformadas a formato WAV para su análisis. Calculamos dos métricas de heterogeneidad acústica basadas en la actividad de diferentes señales acústicas presentes en diferentes bandas espectrales: (1) El índice de diversidad acústica (ADI), que es análogo al índice de Shannon aplicado a la proporción de señales acústicas en cada banda; (2) el índice de equitatividad acústica (AEI), que es el resultado del índice de Gini aplicado a la proporción de señales acústicas en cada banda (Villanueva-Rivera et al. 2011). Las métricas acústicas se calcularon en R 3.3.2 usando el paquete “Soundecology” (Villanueva-Rivera et al. 2015). Para controlar el efecto de utilizar diferentes tipos de aparatos, el análisis acústico se realizó hasta una frecuencia máxima de 12 kHz ya que fue el límite de detección común. Así omitimos los sonidos en el espectro presentes en rangos mayores con la finalidad de anular los efectos del observador.

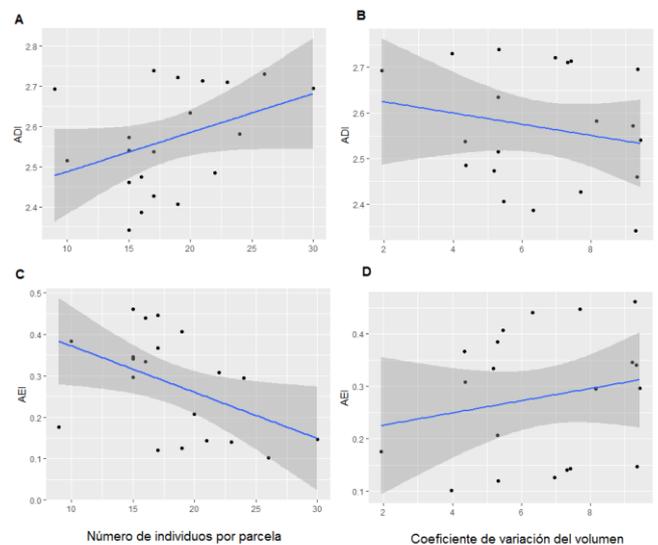
### Análisis estadístico

Realizamos un modelo lineal múltiple entre los índices de diversidad acústica y variables estructurales de la vegetación. Primero, analizamos si existía colinearidad entre las variables explicativas utilizando la función  $vif()$  de la paquetería “car” y así elegir solamente las variables que fueran independientes. Utilizamos la paquetería básica del programa estadístico R 3.4.3 para construir un modelo lineal con dos variables explicativas continuas: el coeficiente de variación del volumen del tronco y el número de individuos, mientras que las variables de respuesta fueron los índices de diversidad y equitatividad acústica. Colectamos los cebos en bolsas de plástico junto con las hormigas que tuviera. Posteriormente clasificamos las hormigas por morfotipos y contamos el número de individuos de cada morfotipo para cada uno de los cebos. Para evaluar la hipótesis tomamos como variables de respuesta el tiempo de encuentro y la riqueza y abundancia de las hormigas. Las variables explicativas fueron el tipo de recurso (proteína o carbohidratos) y el tipo de hábitat (borde e interior).

## RESULTADOS

El registro del paisaje sonoro en el remanente de selva estudiado reveló que la biofonía audible abarca un rango de 0.4 a 12 kHz en el espectro acústico. Observamos que los monos aulladores ocuparon bandas de baja frecuencia menores ( $< 2$  kHz). Las aves produjeron vocalizaciones entre 2 y 7 kHz, mientras que los insectos estridularon a altas frecuencias (5.5 y 11.5 kHz).

Contrario a lo esperado, el coeficiente de variación en el volumen no se correlacionó significativamente ni con el ADI ( $p = 0.22$ ) ni con el AEI ( $p = 0.28$ ). Sin embargo, la densidad de plantas estuvo negativamente relacionada con AEI ( $p = 0.02$ ) y positivamente relacionada con ADI ( $p = 0.06$ ) (Figura 1; Tabla 1).



**Figura 1.** Gráficas de modelos lineales realizados entre el coeficiente de variación del volumen (A y C) y el número de individuos (B y D) por parcela relacionados con el índice de diversidad acústica (ADI) e índice de equitatividad acústica (AEI).

**Tabla 1.** Efecto del coeficiente de variación (CV) y el número de plantas sobre el índice de diversidad acústica (ADI) y el índice de equitatividad acústica (AEI).

Modelo	Variable explicativa	Pendiente	t	p	Pseudo R <sup>2</sup>
ADI	Intercepto	2.48	20.24	<0.0001	0.22
	CV	-0.02	-1.34	0.2	
	Número de individuos	0.01	2.01	0.06	
AEI	Intercepto	0.4	3.6	0.002	0.28
	CV	0.01	1.5	0.15	
	Número de individuos	-0.01	-2.54	0.02	

## DISCUSIÓN

La heterogeneidad estructural de la vegetación, estimada con el coeficiente de variación en el volumen, no estuvo asociada con la diversidad acústica. Es probable que eso se deba a la adaptación acústica propuesta por Morton (1975). En su hipótesis de adaptación acústica, Morton (1975) sugiere que elementos ambientales relacionados con interferencia de sonido (e.g. ruido proveniente de otras fuentes, barreras, grandes distancias) pueden modificar y seleccionar las señales

emitidas por animales en sus propiedades espectrales (frecuencias en Hz) y temporales (duración). En este sentido, la heterogeneidad en la estructura de la vegetación puede hacer que los sonidos no se difundan de manera adecuada, y provocar que sólo ciertos tipos de frecuencias sean detectados o difundidos, reduciendo la diversidad acústica en sitios con alta heterogeneidad estructural.

Por otro lado, los sitios con mayor cantidad de interferencia (e.g. mayor densidad de plantas por parcela) hacen que las frecuencias bajas como las que producen los monos aulladores se propagan a mayores distancias. Esto probablemente explica la menor equitatividad acústica en sitios de mayor densidad de plantas. Esto puede deberse a que existe un mayor número de especies en sitios con mayor heterogeneidad estructural de la vegetación, pero debido a la interferencia solo un grupo de especies que utilizan frecuencias bajas logra superar la interferencia acústica, por lo que son dominantes con respecto a la comunidad.

Es posible que el espectro sonoro en este estudio no sea un recurso limitado, lo que explicaría por qué no existió una respuesta entre las variables estructurales de la vegetación y la diversidad del espectro sonoro. Además, la diversidad acústica está relacionada con la diversidad de especies y por las características del hábitat, por lo tanto, la ocupación de determinadas frecuencias depende de la presencia de las especies que las ocupan. Estudios futuros deberían analizar si existen preferencias de los animales para buscar lugares en donde la emisión y transmisión de las señales sea más efectiva, e investigar cómo la interferencia afecta la difusión de las señales.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Dr. Bráulio A. Santos por su apoyo en el seguimiento del proyecto, y al Dr. Víctor Arroyo-Rodríguez y Dr. Felipe P. L. Melo por sus comentarios para mejorar la calidad del trabajo. También agradecemos al personal del centro ecoturístico Canto de la Selva por la ayuda en la logística y durante la realización y estancia en el sitio para la realización del proyecto.

## LITERATURA CITADA

- CARSON, R. 1962. *Silent Spring*. Houghton Mifflin Company, Nueva York.
- CHALLENGER, A. & DIRZO, R. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En: *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, pp. 37–73.
- KRAUSE, B. 1993. The niche hypothesis. *Soundscape Newsletter* 6:6–10.
- HILL, J. L. & HILL, R. A. 2001. Why are tropical rain forests so species rich? *Progress in Physical Geography* 3:326–354.

- HUTCHINSON, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist* 93:145–159.
- JOO, W., NAPOLETANO, B., QI, J., GAGE, S. & BISWAS, S. 2008. Soundscape characteristics of an environment: a new ecological indicator of ecosystem health. En: *Wetland and Water Resource Modeling and Assessment: A Watershed Perspective*, Integrative Studies in Water Management & Land Deve. Ji, W., editor. CRC Press, Florida, pp. 201–211.
- MENDOZA, E. & DIRZO, R. 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hotspot. *Biodiversity and Conservation* 8:1621–1641.
- MIRANDA, F. & HERNÁNDEZ, X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28:29–179.
- MORTON, E. S. 1975. Ecological sources of selection on avian sounds. *The American Naturalist* 109:17–34.
- PIJANOWSKI, B. C., FARINA, A., GAGE, S. H., DUMYAHN, S. L. & KRAUSE, B. L. 2011. What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landscape Ecology* 26:1213–1232.
- VILLANUEVA-RIVERA, L. J., PIJANOWSKI, B. C., DOUCETTE, J. & PEKIN, B. 2011. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landscape Ecology* 26:1233–1246.
- VILLANUEVA-RIVERA, L. J., PIJANOWSKI, B. C., 2015. Package “soundecology”.

# Efecto de borde sobre el establecimiento del género *Chamaedorea* en un fragmento de bosque maduro

Ricard Arasa-Gisbert<sup>1</sup>, Bayron R. Calle-Rendón<sup>2</sup>, Luis A. Flores-Rocha<sup>3</sup>, Ana L. Urrutia-Cárdenas<sup>4\*</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México.

<sup>2</sup>Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Amapá, Macapá, Brasil.

<sup>3</sup>Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

<sup>4</sup>Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

\*Autor para la correspondencia: analaura18@ciencias.unam.mx

**Resumen:** La pérdida y fragmentación de los bosques tropicales generan bordes forestales con condiciones bióticas y abióticas diferentes a las del interior del bosque. Estas condiciones (e.g. elevada luminosidad y temperatura) pueden limitar el establecimiento de especies de plantas tolerantes a la sombra. Para probar esta hipótesis registramos el número y edad media de palmas del género *Chamaedorea* a lo largo de un gradiente de distancia al borde de un fragmento de bosque maduro en la región de la Selva Lacandona (Chiapas, México). Si el establecimiento de palmas es limitado cerca del borde, esperamos que a mayor distancia del borde la abundancia de *Chamaedorea* aumente. Como esperábamos, tanto la edad como el número de palmas aumentaron significativamente en parcelas más alejadas al borde. Por tanto, nuestros hallazgos sugieren que existe un efecto de borde negativo sobre el género *Chamaedorea* que imposibilita el establecimiento de dichas palmas cerca de bordes forestales. Así, iniciativas que favorezcan la preservación de fragmentos de mayor tamaño son necesarias para permitir el establecimiento de individuos de *Chamaedorea* spp.

**Palabras claves:** cambios abióticos, especie tolerante a la sombra, fragmentación, mortalidad, palmas, Selva Lacandona.

## INTRODUCCIÓN

La superficie forestal mundial sigue desapareciendo a un ritmo alarmante, situación que se agrava en los bosques tropicales (Hansen et al. 2013). Este hecho tiene especial relevancia si consideramos que este ecosistema presenta una gran biodiversidad y provee bienes y servicios para los humanos (González et al. 2013). Desafortunadamente, los paisajes fragmentados aumentan día a día, generando mayor densidad de bordes. Se cree que la situación empeorará en las próximas décadas, por lo que entender cómo se mantiene y distribuye la biodiversidad en los bosques fragmentados es de especial importancia para la conservación de la biodiversidad (Melo et al. 2013).

Las especies especialistas de bosque maduro pueden verse afectadas de manera negativa por el aumento en la cantidad de borde en los paisajes (Pfeifer et al. 2017). Los bordes forestales pueden modificar las condiciones microclimáticas permitiendo que más radiación solar llegue al suelo durante el día y ocurra mayor liberación de calor a la atmósfera en las noches, por lo que las temperaturas diurnas son más cálidas cerca del suelo y adicionalmente, la fluctuación diaria es mayor (Murcia 1995). De manera similar, el efecto de borde causa cambios estructurales en los fragmentos, disminuyendo la altura y cobertura del dosel, la densidad de árboles, el área foliar y la biomasa; a su vez, genera gradientes ambientales en dirección interior-borde, aumentando la luminosidad y velocidad del viento, y reduciendo la humedad. En consecuencia, los procesos de reclutamiento, crecimiento, mortalidad y reproducción de las plantas se ven disminuidos (Harper et al. 2005), provocando que el establecimiento de algunas especies de plantas, entre ellas las palmas tolerantes a la sombra, sea limitado cerca de los bordes forestales, con efectos negativos especialmente para las plantas adultas (Martínez-Ramos et al. 1988, Santos et al. 2008).

La formación de nuevas cohortes de plantas en los bosques tropicales depende de aspectos como: (1) la disponibilidad de fuentes de semillas (plantas parentales), (2) la dispersión de semillas (e.g. presencia de dispersores), y (3) el establecimiento de plántulas en sitios adecuados. Algunas áreas de la región de la Selva Lacandona (México) cuentan con proyectos locales que propician la conservación con base al turismo comunitario. Esto ha limitado el aprovechamiento excesivo de algunas poblaciones de plantas y ha evitado la defaunación de dispersores de semillas como aves y mamíferos (Trinidad Marroquín com. per.). No obstante, el proceso reciente de perturbación del hábitat en la región ha ocasionado alta densidad de bordes que, para el caso de palmas del género *Chamaedorea*, podría ocasionar alteraciones en el patrón de establecimiento de los individuos dada su condición de planta tolerante a la sombra.

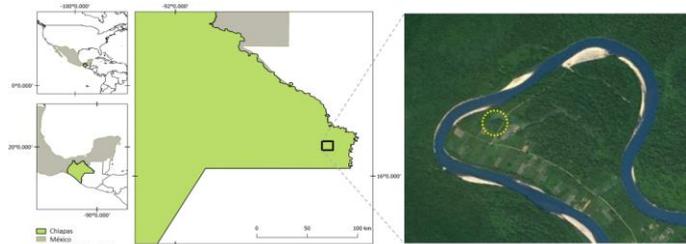
El objetivo del presente estudio fue evaluar si existe limitación en el establecimiento de *Chamaedorea* en un gradiente borde-interior en un fragmento de bosque maduro. Esperamos encontrar mayor abundancia y edad de *Chamaedorea* en parcelas más alejadas del borde.

## MÉTODOS

### Área de estudio

Realizamos este estudio en el municipio de Marqués de Comillas, región de la Selva Lacandona, en el suroeste del estado de Chiapas, México (Figura 1). La precipitación anual es de aproximadamente 3500 mm, y la temperatura media anual es 25 °C (Carabias et al. 2005). La región tiene una historia de disturbio reciente (cerca de 40 años), por lo que aún se pueden encontrar áreas bien conservadas. Sin embargo, la

fragmentación del paisaje está en aumento, dejando los bosques inmersos en una matriz agrícola compuesta principalmente de cultivos de maíz, chile y palma aceitera.



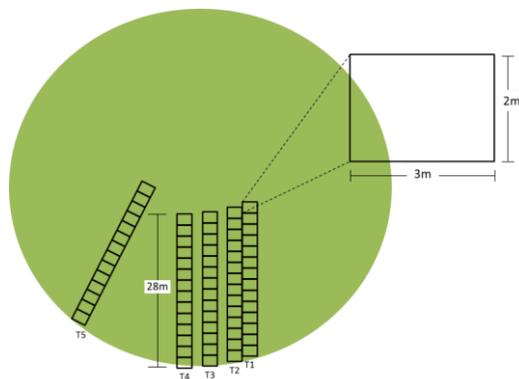
**Figura 1.** Ubicación del sitio de estudio y diseño de muestreo dentro de un fragmento de bosque tropical en la selva Lacandona, Chiapas, México.

### Especie de estudio

El género *Chamaedorea* (Arecaceae) forma parte del estrato bajo de la selva Lacandona y está representado por cinco especies (Carabias et al. 2000). Esta palma presenta una continua producción de hojas y poca pérdida de las mismas. Origina inflorescencias entre abril y mayo y fructifica entre octubre y diciembre. El fruto es una drupa dispersada principalmente por aves (Frankie et al. 1974). Estas palmas se encuentran en el interior de bosques maduros, siendo especies tolerantes a la sombra.

### Muestreo de palmas

Seleccionamos un fragmento de 1.3 ha ( $16^{\circ}12'12.58''N - 90^{\circ}54'17.61''W$ ) en el que establecimos 5 transectos de 28 m de largo y en cada uno ubicamos 14 parcelas consecutivas de  $2 \times 3$  m ( $6 \text{ m}^2$ ). Cada transecto se ubicó perpendicular al borde del fragmento yendo en dirección hacia el interior. Aunque la separación entre transectos no fue uniforme, evitamos el solapamiento entre parcelas para incrementar en la medida de lo posible la independencia entre ellas (Figura 2). Dentro de cada parcela registramos tres variables: (1) el número total de individuos, (2) la edad media por individuo, y (3) la altura media de las palmas. La edad se estimó contando el número de entrenudos, asumiendo que cada uno correspondía al crecimiento en un periodo de un año. La altura la estimamos desde la base del estípite hasta la base del peciolo de la última hoja.



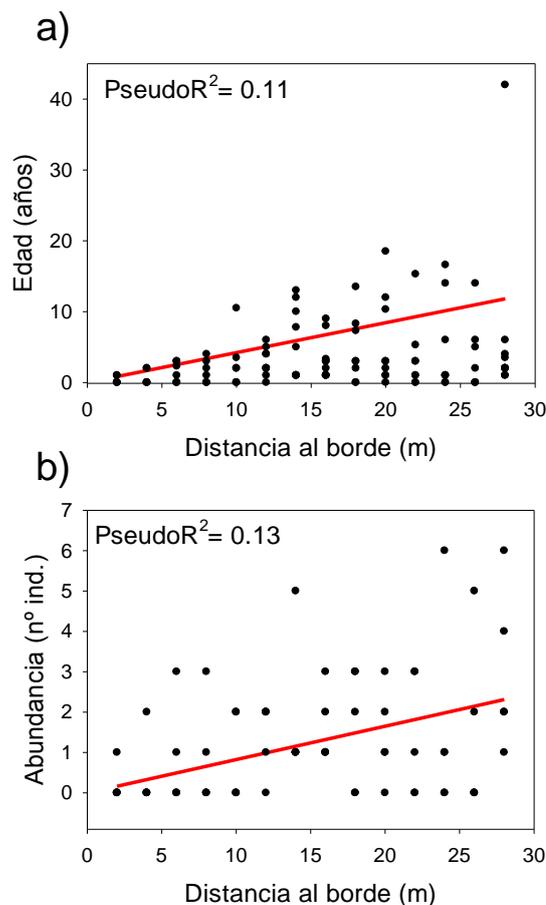
**Figura 2.** Esquema hipotético del diseño experimental mostrando la orientación de los transectos.

### Análisis de datos

Hicimos un análisis de correlación lineal de Pearson entre la altura y la edad para evaluar si ambas variables de respuesta eran redundantes. Dado que estaban altamente correlacionadas ( $r = 0.90$ ,  $p < 0.001$ ), decidimos evaluar solo la edad de las palmas. Realizamos dos Modelos Lineales Generalizados (GLM), el primero con error Poisson para analizar la relación lineal entre la distancia del borde y la abundancia de palmas, y el segundo con error Normal para analizar la relación entre la distancia del borde y la edad media de las palmas dentro de cada parcela. Estos análisis se realizaron con el programa R (Versión 3.2.4).

### RESULTADOS

Registramos 91 individuos en total, con una edad y altura promedio de 6.5 años y 23.5 m, respectivamente. Hubo una relación positiva entre la edad y la distancia, la cual fue estadísticamente significativa ( $t = 2.2$ ,  $p = 0.03$ ), incrementando a más del doble la edad de las palmas cada cuatro metros hacia el interior del fragmento. De manera similar, la abundancia de *Chamaedorea* spp. tuvo una relación significativa y positiva con la distancia al borde ( $z = 4.0$ ,  $p < 0.001$ ), siendo mayor número de palmas en parcelas más alejadas al borde (Figura 3).



**Figura 3.** Relaciones entre la distancia al borde y la edad promedio de los individuos de *Chamaedorea* sp. (a), y entre la distancia al borde y la abundancia de *Chamaedorea* sp. (b).

## DISCUSIÓN

Nuestros resultados sugieren que el establecimiento de individuos del género *Chamaedorea* es limitado cerca de los bordes de fragmentos en la Selva Lacandona. En estos bordes, los cambios abióticos perpendiculares a la línea de transición bosque-matriz crean gradientes en los valores de temperatura que provocan estrés para las plantas, siendo menores los valores de abundancia conforme la distancia del borde aumenta (Murcia 1995). Además, la dominancia de grupos de plantas adaptadas al ambiente de bordes, como las lianas y herbáceas, ejercen una fuerte competencia por los recursos en estas áreas, provocando un aumento de la mortalidad de *Chamaedorea* spp.

Aunque podemos inferir que existe un efecto de borde negativo sobre *Chamaedorea*, nuestros resultados deben ser vistos con cautela. Por una parte, el diseño de muestreo usado por nosotros no consideró la orientación de los transectos, lo cual tiene efecto sobre los cambios ambientales (Arroyo-Rodríguez et al. 2017), y por ende, en la respuesta de los organismos. Adicionalmente, los valores de pseudo- $R^2$  de nuestros modelos fueron relativamente bajos, sugiriendo que otros factores no medidos ni controlados por nosotros (además de la orientación de los transectos) pueden afectar la abundancia y edad media de los individuos. Debido a eso, sugerimos que los próximos trabajos que evalúen los efectos de borde consideren factores adicionales como la apertura en el sotobosque y la incidencia de luz, incluyendo también los asociados a la variabilidad de cada fragmento como área y la variabilidad de los componentes de la matriz.

Con base en el trabajo realizado, y considerando las limitaciones del mismo, concluimos que el género *Chamaedorea* tiene dificultades para establecerse cerca del borde. Así, ante escenarios futuros de mayor fragmentación, el área de distribución de las palmas de este género se podrá ver reducida. En ese sentido, son necesarias iniciativas que favorezcan la preservación de fragmentos de mayor área que permitan a los individuos de *Chamaedorea* establecerse lejos del borde y continuar produciendo nuevas cohortes en esa área de la Selva Lacandona.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México y a Conservation Leadership Programme el apoyo otorgado para la realización de este curso de campo. Agradecemos a Trinidad Marroquín, alias “Chayo”, por guiarnos en los senderos y estar siempre dispuesto a compartirnos su conocimiento sobre el sitio. También al personal del hotel “El Canto de la Selva” por brindarnos todas las instalaciones para el curso.

## LITERATURA CITADA

ARROYO-RODRIGUEZ, V., SALDAÑA-VÁZQUEZ, R. A., FAHRIG, L. & SANTOS, B. A. 2017. Does forest fragmentation cause an increase in forest temperature? *Ecological Restoration* 32:81–88.

- CARABIAS, J., PROVENCIO, E., DE LA MAZA, J., GUTIÉRREZ-CARBONELL, D., GÓMEZ-CRUZ, M., et al. 2000. Programa de manejo Reserva de la Biósfera Montes Azules. Instituto Nacional de Ecología, Ciudad de México, México.
- CARABIAS, J., DE LA MAZA, J. & CADENA, R. 2005. Conservación y desarrollo sustentable en la selva Lacandona. 25 años de actividades y experiencias. *Natura y Ecosistemas Mexicanos*, Ciudad de México, México.
- FRANKIE, G. W., BAKER, H. G. & OPLER, P. A. 1974. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology* 62:881–899.
- GONZÁLEZ, P., KROLL, B. & VARGAS, C. R. 2014. Tropical rainforest biodiversity and aboveground carbon changes and uncertainties in the Selva Central, Peru. *Forest Ecology and Management* 312:78–91.
- HANSEN, M. C., POTAPOV, P. V., MOORE, R., HANCHER, M., TURUBANOVA, S. A., TYUKAVINA, A., et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342:850–853.
- HARPER, K. A., MACDONALD, S. E., BURTON, P. J., CHEN, J., BOSOFKSKE, K. D., SAUNDERS, S. C., et al. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19:768–782.
- MELO, F. P. L., ARROYO-RODRÍGUEZ, V., FAHRIG, L., MARTÍNEZ-RAMOS, M. & TABARELLI, M. 2013. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 28:61–68.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10:58–62.
- PFEIFER, M., LEFEBVRE, C., PERES, C. A., BANKS-LEITE, C., WEARN, O. R., MARSH, C. J., et al. 2017. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature* 551:187–191.
- SANTOS, B. A., PERES, C. A., OLIVEIRA, M. A., GRILLO, A., ALVES-COSTA, C. P. & TABARELLI, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* 141:249–260.

# Permeabilidad de cultivos de maíz y palma de aceite para invertebrados del suelo en un paisaje antropogénico

Daniel Auliz-Ortiz<sup>1\*</sup>, Sabine J. Cudney-Valenzuela<sup>1</sup>, Berenice García-Reyes<sup>2</sup>, Karen Noriega<sup>1</sup>, Freddy Vargas-Cárdenas<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

<sup>2</sup>Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

<sup>3</sup>Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

\*Autor para la correspondencia: dauliz@iies.unam.mx

**Resumen:** El cambio de uso de suelo es una de las mayores amenazas a la biodiversidad tropical. Los campos agrícolas en paisajes modificados pueden limitar el movimiento de fauna entre fragmentos, promoviendo la diferenciación composicional de las comunidades. Este estudio evaluó el recambio de especies (diversidad beta) de invertebrados del suelo entre fragmentos de bosque y dos tipos de cultivo comunes en la región, maíz y palma de aceite, para evaluar su permeabilidad. Encontramos una elevada diversidad beta entre todos los cultivos y los bosques aledaños, sugiriendo que ambos tipos de cultivo pueden limitar el movimiento de individuos en este paisaje fragmentado.

**Palabras claves:** bosque tropical, diversidad beta, fragmentación, matriz antropogénica, Selva Lacandona.

## INTRODUCCIÓN

Las selvas tropicales constituyen uno de los ecosistemas terrestres más biodiversos del mundo (Koleff et al. 2012). A pesar de su importancia, éstas se encuentran cada vez más amenazadas por el cambio de uso de suelo, lo que modifica la estructura del paisaje ocasionando múltiples consecuencias en la biodiversidad (Arroyo-Rodríguez et al. 2017, MEA 2005). Sin embargo, no todos los cambios de uso de suelo tienen el mismo efecto sobre la diversidad de especies. Dichos efectos pueden depender del tipo de matriz que rodea los parches de vegetación nativa, ya que la matriz puede moldear los patrones de movimiento de individuos entre fragmentos y ofrecer recursos suplementarios para las especies (Daily et al. 2001, Mendenhall et al. 2013). Por ejemplo, Mendenhall et al. (2014) registran 60% de las especies de reptiles y el 70% de anfibios en una variedad de tipos de coberturas antropogénicas, incluyendo campos agrícolas. Daily et al. (2001) demuestran que una proporción mayoritaria (45% de un total de 272 especies) de la diversidad de aves forestales habita fuera del bosque en Coto Brus, Costa Rica. No obstante, no conocemos el efecto de diferentes coberturas forestales antropogénicas en la comunidad de invertebrados del suelo.

Los invertebrados del suelo juegan un papel importante en diferentes procesos ecológicos, como la degradación de la materia orgánica, la fijación de nitrógeno y la fertilización del suelo (Altieri 1999, Montagnini 2005). Estos organismos son altamente sensibles a los cambios ambientales ya que dependen de condiciones microclimáticas del suelo específicas para su supervivencia y reproducción. Es por esto que la vegetación nativa parece ser una cobertura sumamente importante para las especies poco tolerantes a la pérdida del bosque (Goeringh et al. 2002, Gooddale et al. 2014), como pueden ser muchos invertebrados. Por ejemplo, Ricketts et al. (2001) encuentran mayor riqueza y abundancia de especies de polillas en matrices lejanas al bosque, lo que sugiere que estos invertebrados presentan sensibilidad a cambios en las coberturas forestales nativas. En la Selva Lacandona, México, la deforestación ha

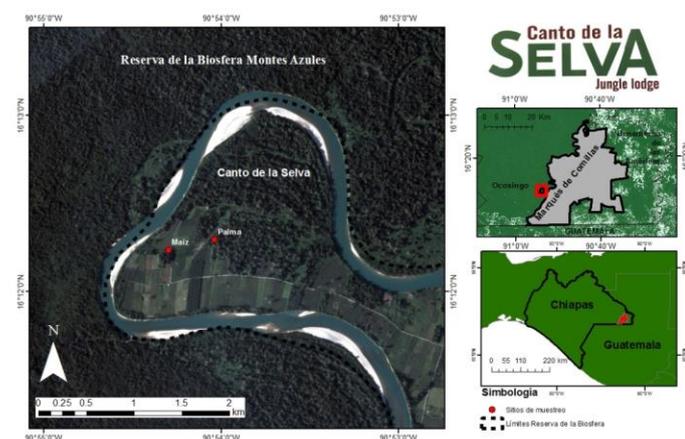
avanzado dramáticamente, de modo que para 1982, el 45% de su superficie arbolada había sido transformada principalmente en cultivos de maíz y potreros (Lazcano-Barrero et al. 1992). Entre los motores de cambio de uso de suelo de la región más recientes, el cultivo de la palma de aceite ha sustituido gran parte de cultivos agrícolas tradicionales (Don Chayo com. pers.). Varios estudios han demostrado que éstos cultivos contienen menores niveles de biodiversidad con respecto a sus bosques nativos (Azhar et al. 2013), lo que también puede verse en otros usos más intensivos, como son las áreas abiertas dedicadas al cultivo de maíz y frijol. Estos cultivos pueden representar una matriz de baja calidad, por lo que pueden ser poco permeables al intercambio de individuos. Asimismo, éstos cultivos presentan suelos mayormente desprovistos de hojarasca, lo que altera las condiciones microambientales de las cuales depende la comunidad de invertebrados del suelo.

Este estudio busca evaluar la diversidad beta de las comunidades de invertebrados del suelo en bosques y cultivos aledaños de maíz y palma de aceite. Específicamente, hipotetizamos que los cultivos de maíz, al ser ambientes con un manejo menos intenso, conservan más microhábitats para invertebrados terrestres, por lo que representan una matriz más permeable al flujo de invertebrados en comparación con los cultivos de palma. Así, cabe esperar que se encuentren más especies compartidas, es decir, menos diversidad beta entre el bosque maduro y el cultivo de maíz, que entre el bosque y el cultivo de palma. También esperamos que los fragmentos de bosque asociados al cultivo de maíz estén más relacionados en cuanto a su composición de especies con su respectivo cultivo que con otros fragmentos de bosque aledaño al cultivo de palma.

## MÉTODOS

### Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en el Ejido de Galacia, en el Municipio de Marqués de Comillas, Chiapas, México. El área se caracteriza por poseer fragmentos de vegetación de selva alta perennifolia, embebidos en una matriz antropogénica compuesta por cultivos de maíz, plátano, chile, y palma de aceite *Elaeis guineensis*, entre otros (Figura 1). Entre los cultivos permanentes de alto impacto, la palma de aceite representa un tipo de cultivo particularmente agreste para la comunidad de invertebrados terrestres debido a la constante remoción de hojarasca entre las plantas, alta intensidad de fumigaciones, la limitación de luz por su cobertura y la duración de la producción. Por otro lado, el cultivo de maíz ofrece mayor cantidad de hojarasca y periodos de producción más cortos, que incluyen una temporada de barbecho y presencia de hierbas entre surcos. Esto puede crear condiciones microclimáticas cruciales para el mantenimiento de las poblaciones de invertebrados terrestres.



**Figura 1.** Mapa de la localización del área de estudio en el Canto de la Selva, Marqués de Comillas, Chiapas, México. Los puntos rojos indican los puntos de muestreo.

### Muestreo de invertebrados

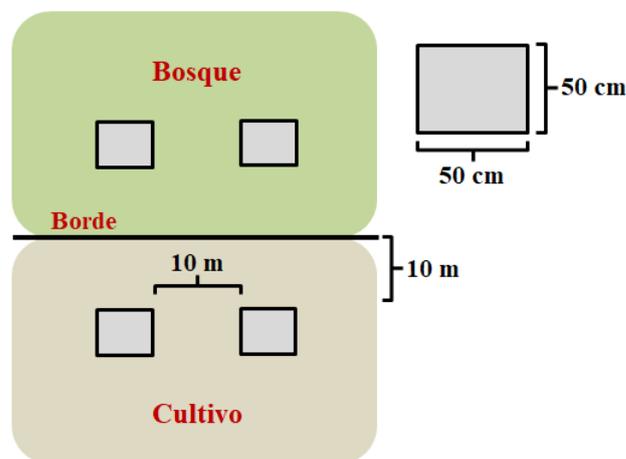
Realizamos el muestreo en un cultivo de maíz y un cultivo de palma de aceite, colindantes con fragmentos de bosque diferentes (Figura 2). Localizamos el borde del bosque y ubicamos cuatro puntos de colecta pareados ubicados a 10 m de separación entre ellos, a 10 m hacia el interior del bosque y hacia el interior del cultivo. Una vez establecidos los puntos, trazamos sobre ellos cuadros de 50 × 50 cm, recogimos todo el mantillo dentro del cuadrante y lo guardamos en bolsas de plástico (Figura 3). Posteriormente, revisamos el contenido de las bolsas extendiendo el material colectado en una mesa y colectamos todos los organismos invertebrados observados en 10 min para estandarizar el esfuerzo de muestreo. Los ejemplares fueron colocados en contenedores de plástico con alcohol y rotulados, de modo que se obtuvieron dos muestras por tipo de cultivo. Finalmente, los organismos fueron colocados en hojas de papel y adheridos en cinta transparente con la finalidad de facilitar su clasificación en grupos morfológicos.

### Análisis de datos

Para calcular la diversidad beta entre pares de muestras bosque-cultivo utilizamos números de Hill, donde  $\beta = \gamma/\alpha$  promedio (Jost y Chao 2011). Este índice indica el número de comunidades efectivas que pueden existir en el conjunto de comunidades evaluadas ( $N$ ). Para ello, utilizamos una matriz de datos de presencia-ausencia de las especies en cada parcela de muestreo. Para comparar la diversidad de todas las parcelas de muestreo, realizamos una ordenación multidimensional no métrica (NMDS, por sus siglas en inglés) seguido por un análisis de similitud ANOSIM. Este último busca mostrar en un plano cartesiano qué muestras de los tipos de cobertura están más relacionadas o cercanas entre sí, con base a los valores de similitud. Todos los análisis fueron realizados con las paqueterías Entropart, Vegan y MASS en la plataforma R (R Core team 2016).



**Figura 2.** Fotografías de las áreas de muestreo en el área de estudio en Marqués de Comillas, Chiapas, México. En (A) se muestra el borde entre el bosque y el cultivo de maíz, el contraste es muy drástico, en (B) se muestra el borde entre el bosque y las plantaciones de palma de aceite.

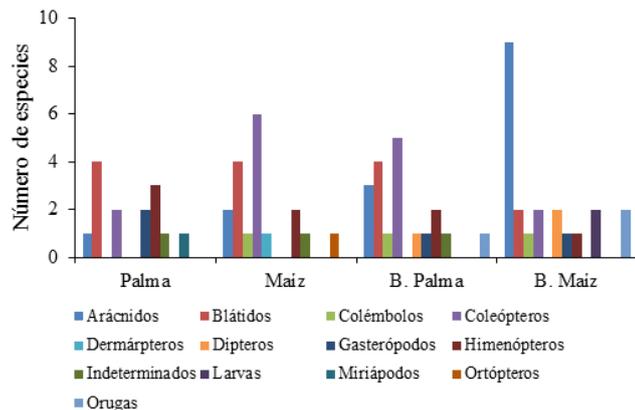


**Figura 3.** Esquema de los puntos de colecta de sustrato en el interior de bosque y en la matriz colindante del área de estudio.

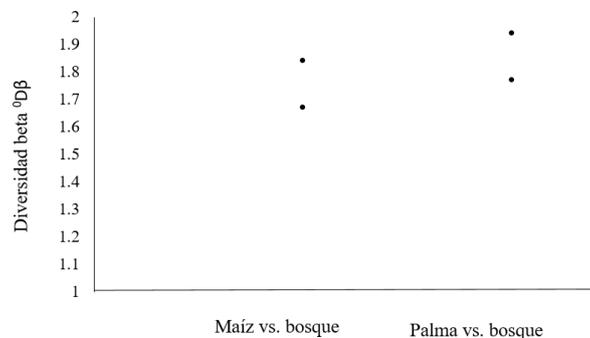
## RESULTADOS

Registramos un total de 48 morfoespecies (mspp) de invertebrados del suelo. De los cuatro sistemas estudiados, el fragmento de bosque asociado a cultivo de maíz presentó la mayor riqueza de especies (22 mspp), seguido por el bosque asociado a cultivo de palma (16 mspp; Figura 4). Los cultivos de maíz y palma presentaron la menor riqueza (ambos con 14 mspp).

El cultivo de maíz compartió 21% de las morfoespecies encontradas con el fragmento de bosque aledaño, mientras que el cultivo de palma sólo compartió el 13% de las morfoespecies con el fragmento de bosque. La diversidad beta entre los cultivos y los bosques aledaños a cada uno fueron cercana a 2 en ambos casos (Figura 5), sugiriendo comunidades casi completamente distintas. El análisis de NMDS sugirió que hay mayor similitud entre los bosques que entre los cultivos. Sin embargo, el análisis de similitud (ANOSIM) no detectó diferencias significativas ( $R = 0.16$ ,  $p = 0.29$ ; Figura 6).



**Figura 4.** Número de morfoespecies de invertebrados del suelo en los diferentes grupos de invertebrados terrestres de cuatro tipos de cobertura diferente: cultivo de palma, cultivo de maíz, bosque aledaño a cultivo de palma (i.e. B palma) y bosque aledaño a cultivo de maíz (i.e. B maíz).

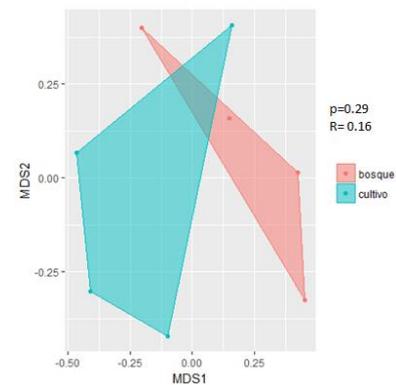


**Figura 5.** Diversidad beta calculada con base en la presencia y ausencia de las especies (diversidad beta de orden 0; sensu Jost & Chao 2011) entre dos tipos de cultivo diferentes y su respectivo fragmento de bosque aledaño.

## DISCUSIÓN

Los resultados sugieren que ninguna de las matrices antropogénicas evaluadas es permeable para la comunidad de invertebrados terrestres. Consistente con otros estudios (Ricketts et al. 2001), nuestros resultados sugieren que la comunidad de invertebrados terrestres puede verse afectada negativamente por la matriz antropogénica. Esto tiene importantes implicaciones para la viabilidad de las poblaciones, ya que el aislamiento de los fragmentos y la dificultad de utilizar la matriz como hábitat puede modificar las dinámicas de colonización y extinción entre fragmentos de hábitat, lo que limita la capacidad de reacción de las

poblaciones a la variabilidad ambiental y a perturbaciones de distinta naturaleza (Franklin y Frankham 1998).



**Figura 6.** Escalamiento multidimensional no métrico de la composición taxonómica de invertebrados terrestres en cultivos de maíz y de palma y fragmentos de bosque aledaños a estos cultivos. Los valores de  $R$  y  $p$  son los obtenidos por el ANOSIM.

Contrario a lo esperado, nuestros resultados sugieren heterogeneidad en la composición de las parcelas muestreadas, ya que no se observa ningún patrón significativo de agrupación entre éstas. Esto puede deberse a que los invertebrados terrestres perciben como poco permeable la matriz antropogénica lo cual dificulta el intercambio de especies entre los fragmentos. Sin embargo, es sabido que los bosques tropicales son sistemas con alto recambio de especies (Hubbell 1999), lo que se encuentra relacionado con condiciones microambientales que generan alta heterogeneidad ambiental. Estas condiciones no se controlaron en este estudio, por lo que consideramos importante explorar esta relación en estudios posteriores.

En conclusión, nuestros resultados sugieren que, para el grupo de invertebrados terrestres, las matrices tanto de maíz como de palma no favorecen el flujo de las poblaciones entre los bosques. Esto tiene importantes implicaciones para las poblaciones de invertebrados del suelo ya que el creciente cambio de uso de suelo podría amenazar con la pérdida de su biodiversidad.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM por el apoyo económico para la realización del curso de campo en el que se desarrolló este proyecto. De igual manera, al personal del Centro Ecoturístico “Canto de la Selva” por las atenciones brindadas durante nuestra estancia, incluyendo a los guías y en especial a Don “Chayo” por el apoyo en el traslado a los sitios de muestreo y gestionar los permisos para ello. Gracias también al coordinador del curso, el Dr. Víctor Arroyo, y a los investigadores invitados que compartieron sus amplios conocimientos y tequila con nosotros, contribuyendo así para la alegría y calidad científica de este trabajo.

## LITERATURA CITADA

ARROYO-RODRÍGUEZ, V., MELO, F. P. L., MARTÍNEZ-RAMOS, M., BONGERS, F., CHAZDON, R. L., MEAVE J. A. et al. 2017. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new

- insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews* 92:326–340.
- AZHAR, B., D. LINDENMAYER, J., WOOD, J. FISCHER., A. MANNING, C. & MCELHINNY, Z. 2013. Contribution of illegal hunting, culling of pest species, road accidents and feral dogs to biodiversity loss in established oil-palm landscapes. *Biodiversity and Conservation* 23:1175–1191.
- DAILY, G., EHRLICH, P. & SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A. 2001. Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecological Applications* 11:1–13.
- DIXO, M., METZGER, J.P., MORGANTE, J. & ZAMUDIO K. 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation* 142:1560–1569.
- FRANKLIN, I. & FRANKHAM, R. 1998. How large must populations be to retain evolutionary potential? *Animal Conservation* 1:69–70.
- VRANCKX, G., JACQUEMYN, H., MUYS, B. & HONNAY, O. 2011. Meta-analysis of susceptibility of woody plants to loss of genetic diversity through habitat fragmentation. *Conservation Biology* 26:228–237.
- GOEHRING, D. M., DAILY, G. C. & ŞEKERÇİOĞLU, Ç. H. 2002. Distribution of ground-dwelling arthropods in tropical countryside habitats. *Journal of Insect Conservation* 6:83–91.
- GOODALE, E., KOTAGAMA, S. W., RAMAN, T. R. S., SIDHU, S., GOODALE, U., PARKER, S. & CHEN, J. 2014. The response of birds and mixed-species bird flocks to human-modified landscapes in Sri Lanka and southern India. *Forest Ecology and Management* 329:384–392.
- JOSH, L. & GONZÁLEZ-OREJA, J. A. 2012. Midiendo la diversidad biológica más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica Lilloana* 56:3–14.
- KENNEDY, C. M., ZIPKIN, E. F. & MARRA, P. P. 2017. Differential matrix use by Neotropical birds based on species traits and landscape conditions. *Ecological Applications* 27:619–631.
- KOLEFF, P., URQUIZA-HASS, T. & CONTRERAS, B. 2012. Prioridades de conservación de los bosques tropicales en México: reflexiones sobre su estado de conservación y manejo. *Ecosistemas* 21:6–20.
- LAURANCE, W. L., USECHE, D., RENDEIRO, J., KALKA, M., BRADSHAW, J. A., SLOAN, S. P., et al. 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* 489:290–294.
- LAZCANO-BARRERO, M. A., MARCH, I. J. & VÁSQUEZ-SÁNCHEZ, M. A. 1992. Importancia y situación actual de la selva Lacandona: perspectivas para su conservación. En: Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su conservación. Vázquez-Sánchez, M. A. y Ramos, M.A., editores. Ecoesfera, Ciudad de México, pp. 393–437.
- MCARTHUR, R. & WILSON, E. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- MENDENHALL, C. D., KAPPEL, C. V. & EHRLICH, P. R. 2013. Countryside Biogeography. En: *Encyclopedia of Biodiversity* (Segunda edición). Levin, S.A., editor. Academic Press, Waltham, Massachusetts, pp. 347–360.
- MENDENHALL, C. D., FRISHKOFF, L. O., SANTOS-BARRERA, G., PACHECO, J. MESFUN, E., MENDOZA, F. Q., EHRLICH, P. R. et al. 2014. Countryside biogeography of Neotropical reptiles and amphibians. *Ecology* 95:856–870.
- SHVIDENKO, A. 2005. Chapter 21: Forest and woodland systems. En: *Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, DC, pp. 585–621.
- RICKETTS, T. H., DAILY, G. C., EHRLICH, P. & FAY, J. 2001. Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: biodiversity in native and agricultural habitats. *Conservation Biology* 15:378–388.

# Influencia del disturbio intermedio en el mantenimiento de la diversidad de anfibios y reptiles en un gradiente de perturbación

Nathalia Pérez-Cárdenas<sup>1</sup>, Aldo López-Velázquez<sup>2</sup>, Ricardo Rivera<sup>3</sup>, Sarahi Toribio-Jiménez<sup>4</sup>, Juan M. Aquino-Sánchez<sup>3\*</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México.

<sup>2</sup>Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

<sup>3</sup>Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

<sup>4</sup>Facultad de Ciencias Químicas Biológicas, Universidad Autónoma de Guerrero, Chilpancingo, Guerrero, México.

\*Autor para la correspondencia: murcielagosdemexico@hotmail.com

**Resumen:** La hipótesis del disturbio intermedio propone que sitios con un grado de perturbación intermedio permiten la confluencia de especies de ambientes conservados y pioneras, aumentando su riqueza. Evaluamos esta hipótesis analizando la diversidad de la herpetofauna en tres sitios con un grado de perturbación bajo (bosque tropical maduro), medio (bosque secundario) y alto (plantación). Consistentemente con la hipótesis del disturbio intermedio, el bosque secundario presentó una mayor diversidad de anfibios y reptiles. Eso puede ser debido a que esos hábitats tienen distintos microhábitats con diversos estratos vegetales, de leñosas a herbáceas, y distintas condiciones de luz, incrementando la heterogeneidad ambiental. Por tanto, nuestros hallazgos apoyan la idea de que los bosques secundarios son fundamentales para el mantenimiento de la biodiversidad a escala de paisaje.

**Palabras claves:** biodiversidad, palma de aceite, Selva Lacandona, sucesión.

## INTRODUCCIÓN

Las selvas tropicales son los ecosistemas con mayor diversidad biológica, por lo que han sido señaladas como prioritarias para la conservación de la biodiversidad (Lazcano-Barrero et al. 1992). Sin embargo, la tasa de deforestación se ha incrementado a un ritmo alarmante en los últimos 25 años, particularmente en las zonas de selva alta perennifolia, la cual, en México, ha reducido su extensión original entre 90 y 95% (Bennett 1999, Rodríguez & Fuentes 2005). Cultivos de maíz, chile, palma africana, y pastizales inducidos para la ganadería son las principales coberturas que han sustituido a la vegetación original, provocando la pérdida de hábitat para las especies dependientes del bosque tropical (Lazcano-Barrero et al. 1992).

Se sabe que la sucesión vegetal influye en la composición de especies animales (Yu 1994), y se ha observado que en ambientes sucesionales ocurre un solapamiento de especies animales de hábitats en estadios muy iniciales y de estadios maduros (Md. Nor 2001). Lo anterior es respaldado por la hipótesis del disturbio intermedio, que propone que ambientes medianamente perturbados, como los acahuales, sistemas agroforestales o bosques secundarios, pueden albergar una gran diversidad de organismos (Pickett & White 1985). Por ello hay interpretaciones que consideran que los bosques secundarios pueden ser importantes reservorios de biodiversidad, al brindar una opción de conservación que históricamente ha sido poco considerada (Hill & Hill 2001). Un buen modelo para el estudio de la hipótesis del disturbio intermedio en bosques tropicales son los anfibios y reptiles, pues presentan tolerancias ecofisiológicas limitadas que los vuelve, por lo general, altamente sensibles a las perturbaciones ambientales y a la pérdida de hábitat (Young et al. 2004). Dado que su ocurrencia y abundancia son afectadas por características del hábitat muy variables en hábitats complejos

(como dosel, temperatura, humedad, entre otros), se espera que sistemas de vegetación secundaria brinden mayor diversidad de alimento, sitios de refugio y reproducción que los sistemas altamente perturbados (Stuart et al. 2011).

Con base en lo anterior, hipotetizamos que en un gradiente de disturbio de una selva tropical, un grado de disturbio intermedio favorece la diversidad de herpetofauna. Dado esto, predecimos que la riqueza y diversidad de anfibios y reptiles será mayor en un bosque secundario en comparación a un fragmento de bosque maduro y un cultivo de palma.

## MÉTODOS

### Área de estudio

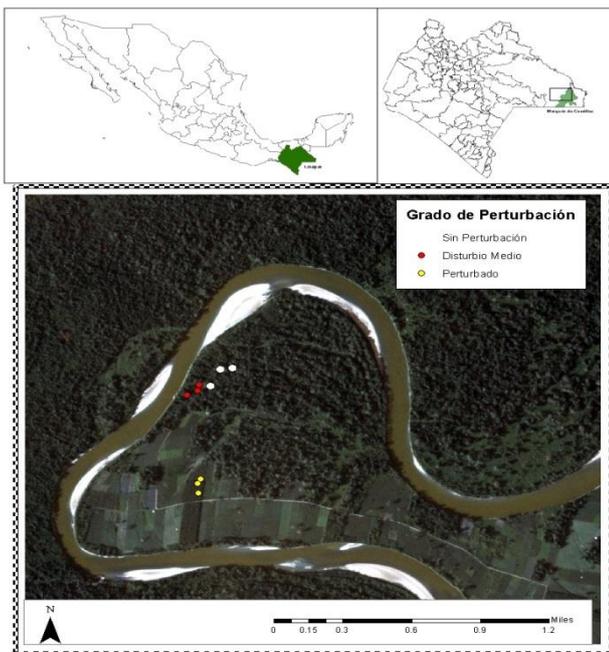
El área de estudio se localiza dentro del municipio de Marqués de Comillas, Chiapas, México (16°12.38' N - 90°54.13' W; Figura 1). Los climas que predominan son cálidos-húmedos (Af, Cw) con lluvias todo el año (García 2004). La temperatura media anual oscila entre los 15°C y 23.5°C, con precipitación anual entre 1200 y 2600 mm. Los tipos de suelo predominantes son cársticos, vertisol y latosol con alto contenido de materia orgánica. La región se ha caracterizado por un alto grado de pérdida y fragmentación de su cobertura vegetal, debido a la agricultura intensiva de árboles frutales, palmas y maíz. Los árboles del estrato superior miden más de 30 m de alto donde predominan *Guatteria anomala*, *Licania platytypus* y *Ulmus mexicana* (Pennington & Sarukhan 2005).

### Colecta de datos

Seleccionamos tres sitios que tuvieran un grado de perturbación diferencial: alto (cultivo de palma), medio

(bosque secundario) y bajo (bosque maduro). Para cada sitio se dispusieron tres transectos de 50 m × 6 m separados ≥30 m, cubriendo un área de 300 m<sup>2</sup> cada uno. Durante 20 min, tres personas realizaron la búsqueda de organismos. Utilizamos el método de relevamiento por encuentro visual, buscando activamente entre los diferentes microhábitats (hojas, hojarasca, roca, ramas, musgo), posterior a esto cada vez que encontramos un individuo, lo identificamos a nivel de especie de acuerdo con Flores-Villela & Canseco-Márquez (2004).

Además, en cada sitio caracterizamos el tipo de cobertura vegetal, considerándola como un proxy del grado de perturbación. Asumiendo que, el sitio sin perturbación se caracteriza por una estructura de herbáceas y un dosel marcado, el de perturbación media por una representación heterogénea de la estructura, y el muy perturbado por una estructura marcada de herbáceas. Para hacer la caracterización, empleamos una vara de 2 m de largo, fraccionada cada 20 cm (10 secciones). Se recorrió cada transecto a lo largo por el centro, tomando registros cada 10 m. En cada punto la vara se colocó perpendicular al suelo y se registró el número de contactos y la altura a la que la vegetación tocaba la vara, teniendo un total de 6 puntos de registro por transecto (Figura 2).

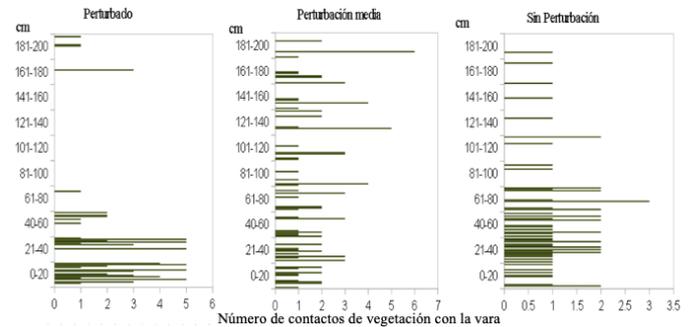


**Figura 1.** Ubicación del sitio de estudio en la Selva Lacandona, Marqués de Comillas, Chiapas, México. Se observan los transectos en cada tipo de hábitat con diferentes colores: blanco, sin perturbación (i.e. bosque maduro); rojo, perturbación media (i.e. bosque secundario); amarillo, muy perturbado (i.e. cultivo de palma africana).

**Análisis de datos**

Para evaluar las diferencias en diversidad de anfibios y reptiles entre tipos de cobertura calculamos los índices de diversidad verdadera de orden 0, 1 y 2. La diversidad de orden 0 representa la diversidad total, la diversidad de orden 1 representa a las especies comunes, aquellas que son frecuentes durante el muestreo y la diversidad de orden 2 representa a las especies dominantes, aquellas muy abundantes. Para evitar sesgos asociados a las diferencias entre tipos de cobertura en la

completitud de los muestreos, hicimos curvas de rarefacción y extrapolación. Cada uno de estos índices de diversidad se extrapoló a 20 individuos (cantidad máxima de individuos encontrados en un muestreo). Estos análisis se calcularon con las paqueterías entropart y iNext del programa Rstudio.



**Figura 2.** Caracterización de la distribución vertical de la vegetación en los diferentes hábitats: sin perturbación; perturbación media y muy perturbado. Cada barra representa el número de contactos de vegetación según la altura.

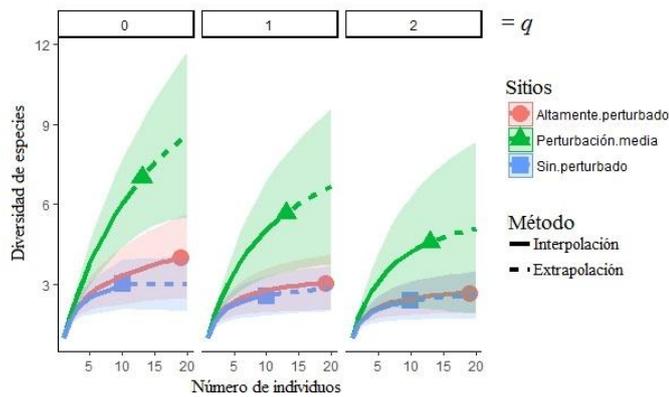
**RESULTADOS**

Registramos un total de 42 individuos de nueve especies de anfibios y reptiles. El número de individuos fue mayor en el sitio perturbado, que en los medianamente perturbado y sin perturbación (Tabla 1). Las curvas de rarefacción sugieren que, de acuerdo a nuestro esfuerzo de muestreo, la cobertura de la muestra fue del 93% de las especies posibles. La riqueza de especies (diversidad de orden 0) fue 40% mayor en el bosque secundario (siete especies), que en el cultivo de palma (cuatro especies), y 60% más alto que en el bosque maduro (tres especies). El resultado fue similar al considerar el número equivalente de especies comunes (diversidad de orden 1) y dominantes (diversidad de orden 2) (Figura 3).

**Tabla 1.** Abundancia y composición de especies de anfibios y reptiles presentes en hábitat perturbado (i.e. cultivo de palma), con perturbación media (i.e. bosque secundario) y no perturbado (i.e. bosque maduro) en el municipio de Marqués de Comillas, Chiapas.

Especies	Perturbado	Perturbación media	No perturbado
<i>Smilisca baudinii</i>	0	1	0
<i>Rhinella horribilis</i>	9	5	0
<i>Incilius velleces</i>	7	0	0
<i>Incilius campbelli</i>	2	2	5
<i>Ameiva festiva</i>	0	1	1
<i>Craugastor sp</i>	0	2	0
<i>Basiliscus vittatus</i>	0	1	0
<i>Anolis uniformis</i>	0	1	4
<i>Anolis rodriguezii</i>	1	0	0
<b>Total de individuos</b>	<b>19</b>	<b>13</b>	<b>10</b>

Para el caso de la caracterización de la cobertura vegetal, en el sitio perturbado la mayor parte de la cobertura vegetal se concentró por debajo de los 60 cm de altitud y con un hueco hasta cerca de los 180 cm de altura. En el bosque maduro, el grueso de la vegetación se encontró por debajo de los 80 cm de altura, sin embargo, en este sitio no hubo huecos visibles a lo largo de los dos metros de altura evaluados. En contraste a los casos pasados, el sitio de bosque secundario no presentó un agrupamiento de la vegetación evidente, pues fue más o menos similar a lo largo de los 2 metros de altura.



**Figura 3.** Curvas de rarefacción de especies donde se muestra el número de especies registradas (línea continua) y la esperada (línea punteada) a una extrapolación de 20 individuos. Se muestra que la riqueza de especies fue mayor para el sitio de perturbación intermedia (verde) en comparación al resto de los sitios.

## DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en el presente estudio apoyan la hipótesis del disturbio intermedio. Lo anterior lo atribuimos a que la heterogeneidad estructural del sitio con perturbación intermedia, crea una amplia gama de microhábitats que permiten la confluencia de especies del sitio sin perturbación y el muy perturbado, incrementando la diversidad alfa para todos los órdenes evaluados. La diversidad de la cobertura vegetal del sitio con perturbación intermedia posibilita que se generen estratos vegetales a través de todo el perfil vertical (herbáceo, sotobosque y dosel; Martínez-Ramos 2006), propiciando el establecimiento de la herpetofauna en estos estratos.

Esto se corrobora con los resultados de diversidad alfa, los cuales, fueron significativamente mayores para el total de especies ( $q = 0$ ) y para las especies comunes ( $q = 1$ ). Sin embargo, la diversidad alfa no fue significativamente distinta en las especies dominantes ( $q = 2$ ), muy probablemente debido al hábito generalista de las especies de bufónidos y su presencia en los tres sitios. Especies como *Rhinella horribillus* y las especies de *Incilius* son bastante tolerantes a la desecación (en comparación con otros anfibios), además se ha visto que estas especies tienden a verse favorecidas por los ambientes antropizados (Frank et al. 2009). Así, los datos nos sugieren que la diferencia en términos de riqueza recae en la presencia de las especies más raras.

Se ha demostrado que muchas especies de anfibios y reptiles, al ser ectotermos, tienen requerimientos ambientales muy específicos y cualquier cambio en estas condiciones puede impedir su establecimiento (Böhm et al. 2013, García et al. 2005, Schlaepfer & Gavin 2001). Especies arborícolas como hílidos y escumátidos necesitan de coberturas vegetales muy particulares que les permitan llevar a cabo sus actividades sin ser presa de otros, además los primeros necesitan condiciones de humedad abundante para evitar la desecación y para lograr reproducirse. Nuestros resultados son concordantes con lo encontrado en árboles (Burslem & Whitmore 1999).

Aunque la perturbación de un ecosistema tiene efectos negativos como la disminución de la diversidad biológica, ambientes que cuentan con un grado de perturbación intermedia conservan condiciones que permiten la supervivencia de las especies. Por ello, consideramos que en

los programas de conservación biológica se deben tomar en cuenta la importancia de sitios como estos, que pueden actuar como reservorios de especies para asegurar el mantenimiento de la biodiversidad.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM por el apoyo otorgado para la realización de este curso. Al personal del hotel ecoturístico “El Canto de la Selva” por las facilidades prestadas, así como a nuestro guía, Iván, por su apoyo durante el muestro. A Daniel Extraterrestre por su ayuda para la elaboración de los mapas y, a Víctor Arroyo-Rodríguez y Bráulio A. Santos por su apoyo en la realización de este estudio. Por último, a Felipe Chewbacca por el voto de fe en la compra de este proyecto y sus consejos.

## LITERATURA CITADA

- BENNETT, A. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- BÖHM, M., COLLEN, B., BAILLIE, J. E. M., BOWLES, P., CHANSON, J., COX, N., et al. 2013. The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation* 157:372–385.
- BURSLEM, D. & WHITMORE, T. 1999. Species diversity, susceptibility to disturbance and tree population dynamics in tropical rain forest. *Journal of Vegetation Science* 10:767–776.
- FLORES-VILLELA, A. & CANSECO-MÁRQUEZ, M. 2004. Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. *Acta Zoológica Mexicana* 20:115–144.
- FRANK, R., BLAIR, G., MASAFUMI, A., JEAN-MARC, S., LUIS, S., ENRIQUE, J., ROBERT, F. & GERARDO, P. 2009. *Rhinella marina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009.
- GARCÍA, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. México.
- GARCÍA, C., CASTRO, F. & CÁRDENAZ, E. 2005. Relación entre la distribución de anuros y variables del hábitat en el sector la romelia del parque nacional natural munchique (Cauca, Colombia). *Caldasia* 27:299–310.
- HILL, J. & HILL, R. 2001. Why are tropical rain forests so species rich? Classifying, reviewing and evaluating theories. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 25:326–354.
- LAZCANO-BARRERO, M. A., MARCH, I. J. & VÁSQUEZ-SÁNCHEZ, M. A. 1992. Importancia y situación actual de la Selva Lacandona: perspectivas para su conservación. En: Reserva de la Biósfera Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su conservación. M.A. Vásquez-Sánchez & M.A. Ramos, editores. Centro de Estudios para la Conservación de los Recursos Naturales, pp. 393–437.
- MARTÍNEZ-RAMOS, M. 2006. Aspectos ecológicos de la selva húmeda en la Región Lacandona: Perspectivas para su uso y conservación. En: Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México: Perspectivas desde la investigación científica. K. Oyama & A. Castillo, editores. Siglo XXI, México D.F. México, pp. 279–292.
- MD. NOR S. 2001. Elevation diversity patterns of small mammals on Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia. *Global Ecology and Biogeography* 10:41–62.
- PENNINGTON, T. & SARUKHÁN, J. 2005. Árboles tropicales de México. Fondo de Cultura Económica. México D.F. México.
- PICKETT, S. & WHITE, P. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press. Orlando, Florida. EUA
- RODRÍGUEZ, J. & FUENTES, C. 2005. Diversidad de herpetofauna y miriápodos en tres sitios con diferente historia de uso en la Reserva de Vida Silvestre “Los Guatuzos”. Río San Juan, Nicaragua. UNAN Managua, Nicaragua.
- SCHLAEPFER, M. & GAVIN, T. 2001. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 15:1079–1090.

- STUART, S., HOFFMANN, M., CHANSON, J., BERRIDGE, R., RAMANI, P. & YOUNG, B. 2011. Threatened amphibians of the world. Lynx. Barcelona, España.
- YOUNG, B., STUART, J., CHANSON, J., COX, N. & BOUCHER, T. 2004. Joyas que están desapareciendo: el estado de los anfibios en el Nuevo Mundo. NatureServe. Virginia, EUA.
- YU, H. T. 1994. Distribution and abundance of small mammals along a subtropical elevational gradient in central Taiwan. *Journal of Zoology* 234:577-600.

---

## ¿El ectoparasitismo puede afectar la vigorosidad del murciélago *Saccopteryx leptura*?

---

Juan M. Aquino-Sanchez, Sarahí Toribio-Jiménez, Julissa Ocampo-Castillo, Amauri Sarmiento-Rojas, Alberto Flores-Rocha

**Resumen:** Las interacciones ecológicas influyen en la dinámica poblacional de los organismos. El parasitismo tiene efectos negativos en el hospedero, el cual se ve obligado a proveer hábitat y recursos al parásito a costa de su estado físico. En particular, el ectoparasitismo puede disminuir la vigorosidad de los individuos al provocar daños físicos severos. Evaluamos la relación entre la condición corporal y la abundancia de ectoparásitos en una colonia de *Saccopteryx leptura*. Esperamos que los individuos con mayor número de parásitos presenten una menor condición corporal. Capturamos 11 ejemplares, estimamos su condición corporal (longitud del antebrazo/peso) y cuantificamos sus ectoparásitos. Si bien encontramos una prevalencia alta de parásitos, diez individuos infestados, y cinco ácaros en promedio por individuo, el número de parásitos no afectó el estado físico del individuo. El contacto entre individuos dentro de la colonia puede diluir la variación entre individuos. Estudios futuros deberían comparar los efectos del parasitismo entre poblaciones.

---

## Comparación de la composición de las comunidades de insectos asociadas a *Heliconia wagneriana*

---

Aldo López-Velázquez, Cristian Iván Hernández-Herrera, Nathalia Carolina Pérez-Cárdenas, Liliana Berenice García-Reyes

**Resumen:** Las metacomunidades son conjuntos de comunidades relacionadas entre sí por procesos de dispersión e interacciones bióticas. Las plantas de *Heliconia* forman parches discretos, con flores que albergan comunidades de artrópodos que se pueden comportar como una metacomunidad. Hipotetizamos que la diferenciación de las comunidades incrementará con el aislamiento entre los parches de *Heliconia wagneriana*, y que la calidad del hábitat promoverá mayor diversidad. Muestreamos nueve parches de *H. wagneriana*, en los cuales medimos la diversidad de insectos. La calidad de cada parche fue medida como la cantidad de inflorescencias. Parches de *H. wagneriana* más aislados presentaron comunidades más disímiles entre sí, pero la calidad del hábitat no estuvo asociada con la composición de especies. Esto sugiere que la limitación de dispersión es el proceso responsable por la estructuración de la comunidad de insectos que habitan parches de *H. wagneriana*.

---

## Influencia de la cobertura del dosel en el establecimiento de brinzales con estrategias de vida contrastantes

---

Iván Ek, Ricard Arasa-Gisbert, Ana L. Urrutia-Cárdenas, Karen Noriega

**Resumen:** La disponibilidad de luz es uno de los principales factores limitantes para el establecimiento de las plantas tropicales, la cual está determinada por la cobertura del dosel, causando que sólo plantas adaptadas a la sombra puedan sobrevivir en condiciones de sombra dentro del sotobosque. Por ello, esperamos que la abundancia de especies tolerantes a la sombra aumente con alta cobertura del dosel. Para probar esto, medimos la abundancia de seis especies tolerantes a la sombra y cinco demandantes de luz en 11 sitios de bosque con cobertura de dosel variable. La cantidad de especies tolerantes a la sombra aumentó a mayor cobertura del dosel, mientras que la abundancia de especies demandantes de luz se mantuvo constante a lo largo del gradiente de cobertura. Nuestros resultados sugieren que especies tolerantes a la sombra responden al gradiente de disponibilidad de luz de manera más fuerte que las pioneras, aumentando su abundancia y dominancia en situaciones típicas de dosel cerrado con poca luz.

---

## Efecto de la cantidad de hábitat sobre la mortalidad denso-dependiente del árbol *Brosimum alicastrum* (Moraceae)

---

Bayron R. Calle-Rendón, Sabine J. Cudney-Valenzuela, Daniel M. Aulíz Ortiz, Ricardo Rivera, Fredy Vargas-Cárdenas

**Resumen:** La pérdida de hábitat puede disminuir la abundancia de herbívoros, reduciendo la herbivoría. Así, es razonable esperar que la mortalidad de semillas y plántulas asociada a procesos denso-dependientes se reduzca con la pérdida de hábitat. Probamos esta hipótesis usando plantas juveniles de *Brosimum alicastrum* y predecimos que: (1) la herbivoría será mayor en un fragmento grande que en un fragmento pequeño, y (2) la densidad de plantas juveniles será menor en el fragmento grande. Seleccionamos árboles adultos en dos fragmentos de diferente tamaño y en un radio de 20 m de cada árbol cuantificamos la herbivoría y calculamos la densidad de juveniles. Consistente con nuestra predicción, en el fragmento pequeño encontramos significativamente mayor densidad de juveniles y una tendencia a menor herbivoría que en el fragmento grande. Esto sugiere que la pérdida de hábitat puede promover la proliferación de *B. alicastrum*, ya que puede disminuir la abundancia de herbívoros especializados y aumentar así la densidad de plantas.

---

## Factores que afectan el establecimiento de la interacción mutualista entre hormigas *Azteca* sp. y el árbol *Cecropia obtusifolia*

---

Fredy Vargas-Cárdenas, Bayron R. Calle-Rendon, Julissa Ocampo-Castillo

**Resumen:** La persistencia de poblaciones puede ser explicada por factores que determinan la colonización de hábitats discretos, como la distancia entre parches de hábitat y su tamaño. Este es el caso de las hormigas *Azteca* sp. y el árbol tropical *Cecropia obtusifolia*, su hábitat. La probabilidad de ocupación de los árboles de *C. obtusifolia* por hormigas debe ser mayor en plantas más altas (tamaño del hábitat) y menos alejadas de un conspecifico adulto (fuente de individuos). Encontramos que la ocupación de plantas incrementó con la altura de los árboles de *C. obtusifolia*, sugiriendo que la interacción entre la hormiga *Azteca* sp. y árboles de *C. obtusifolia* es favorecida por las características ontogénicas de la planta (altura). Por lo tanto, la colonización de hábitats discretos parece incrementarse con el área del parche (altura del árbol) y con el tiempo que este hábitat está disponible para las hormigas (edad del árbol). Así, la dinámica metapoblacional de hormigas *Azteca* sp. parece ser un proceso ligado a la limitación de la dispersión de esta especie de hormiga, que termina por colonizar todos los parches disponibles a lo largo del tiempo.

---

## El papel de los monocultivos como conectores de hábitat para la herpetofauna

---

Juan M. Aquino-Sanchez, Aldo López-Velázquez, Luis A. Flores-Rocha

**Resumen:** La fragmentación genera mosaicos de coberturas naturales y antrópicas que alteran los patrones de biodiversidad. Por ejemplo, los monocultivos pueden limitar la dispersión y aislar las comunidades debido a sus condiciones ambientales distintas a la vegetación nativa original. Probamos esta hipótesis evaluando las diferencias en composición de especies de anfibios y reptiles entre un bosque continuo, un fragmento de bosque maduro, un fragmento de bosque secundario y dos cultivos (maíz y palma aceitera). Esperamos que la composición sea más similar entre los parches de bosque maduro y secundario que entre los parches de bosque y ambos tipos de cultivo. Comparamos la similitud composicional entre todas las coberturas y encontramos dos grandes grupos, uno formado por los bosques (maduro y secundario) y otro formado por los cultivos. Esto sugiere que la limitación en dispersión o las diferencias en las condiciones ambientales entre cultivos y bosque promueven la diferenciación composicional de las comunidades de anfibios y reptiles en paisajes modificados por actividades agropecuarias.

---

## La experiencia hace al maestro: el uso correcto de hipótesis y predicciones en un curso de ecología tropical

---

Iván L. Ek, Ricardo Rivera, Ana L. Urrutia-Cárdenas

**Resumen:** El proceso de enseñanza-aprendizaje permite que la transmisión del conocimiento aumente con el tiempo mediante un mecanismo de retroalimentación entre alumnos y profesores. Para probar dicha hipótesis evaluamos si la experiencia docente aumenta la frecuencia del uso correcto de hipótesis y predicciones en 32 artículos publicados en la revista *The Mexican Naturalist*. Cerca del 50% de los estudios utilizó correctamente las hipótesis y predicciones. Dicho porcentaje tendió a aumentar anualmente entre 2011 y 2016, pero disminuyó en 2017. Lo anterior sugiere que la experiencia docente adquirida con los años puede aumentar la transmisión del conocimiento. Sin embargo, falta probar el papel de otros factores importantes, como el número de profesores del curso, el número de alumnos y la preparación previa de los alumnos.

---

## La composición del ensamblaje de semillas depende de la calidad del parche

---

Nathalia Cárdenas-Pérez, Sabine Cudney-Valenzuela, Karen Noriega

**Resumen:** La deforestación resulta en coberturas vegetales de diferente calidad. Si estos cambios en calidad moldean los patrones de diversidad de las metacomunidades (hipótesis de repartición de especies), esperamos que parches con diferente calidad presenten diferentes especies, es decir baja similitud. Para probar esta predicción, analizamos las diferencias en composición (diversidad beta) del banco de semillas de tres coberturas diferentes (bosque continuo, fragmento de bosque y bosque secundario). Consistente con nuestra hipótesis, encontramos una elevada diversidad beta entre coberturas, sugiriendo que la calidad del parche es un factor determinante en el ensamblaje de comunidades en paisajes antrópicos.

---

## Efecto de la cantidad del hábitat y el tamaño del parche sobre la riqueza de líquenes cortícolas

---

Ricard Arasa-Gisbert, Cristian Iván Hernández-Herrera, Sarahí Toribio-Jiménez

**Resumen:** La hipótesis de la cantidad de hábitat propone que la riqueza de especies aumenta con la cantidad del hábitat independientemente del tamaño del parche. Los líquenes cortícolas son un buen modelo de estudio ya que su hábitat se restringe a la corteza de plantas leñosas, por lo que los árboles actúan como parches de hábitat en una matriz de no-hábitat. Para probar la hipótesis de la cantidad de hábitat, evaluamos la riqueza de líquenes cortícolas en parches de diferente tamaño (parcelas ubicadas en troncos de diferente área) y rodeados por diferente cantidad de hábitat (superficie de corteza de todos los árboles circundantes). Contrario a la hipótesis, el número de especies de líquenes no aumentó con la cantidad de hábitat. Otros mecanismos no medidos (ni controlados) y factores como la calidad del hábitat (e.g. propiedades de la corteza) podrían jugar un papel más importante en el número de especies.

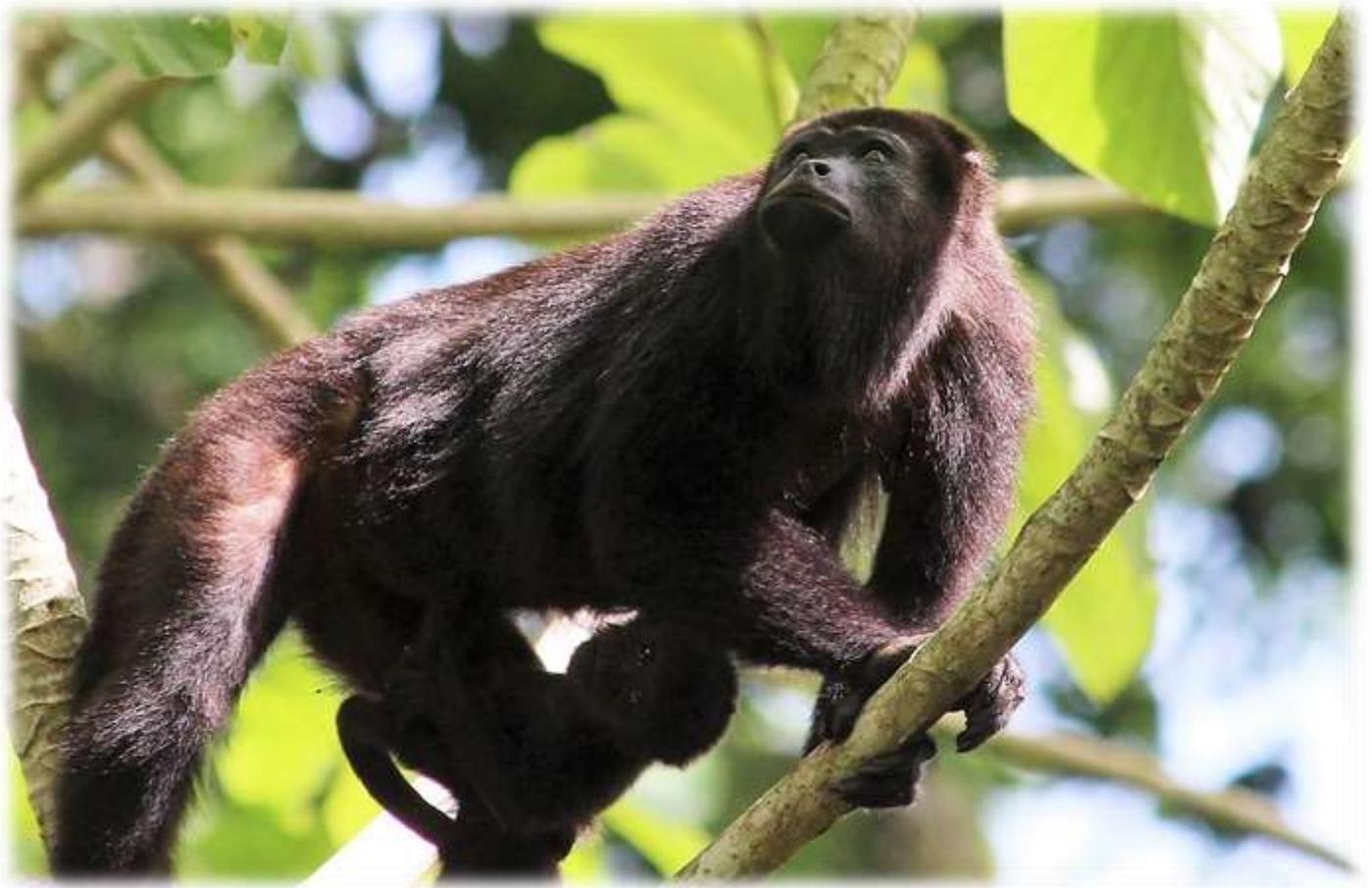
---

## Los senderos ecoturísticos limitan el establecimiento de juveniles del árbol tropical *Brosium alicastrum* en una reserva tropical

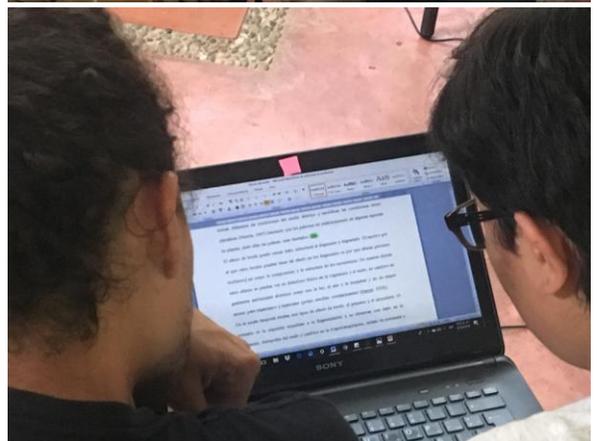
---

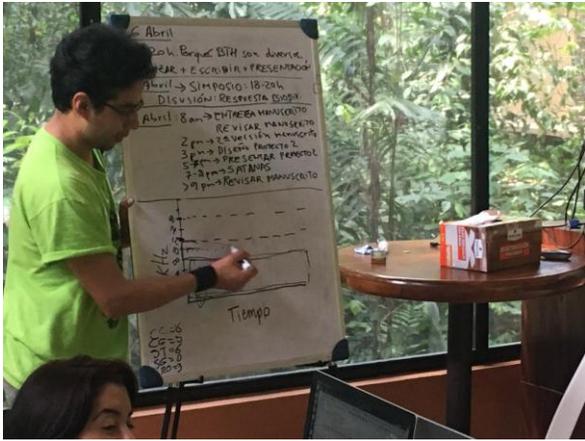
Daniel Martín Auliz-Ortiz, Berenice García-Reyes, Amauri Sarmiento-Rojas

**Resumen:** El disturbio causado por senderos ecoturísticos en áreas naturales protegidas es poco entendido. Nosotros evaluamos si el aumento de cobertura de senderos limita el establecimiento de plantas juveniles del árbol *Brosimum alicastrum* en la proximidad de los senderos. Consistente con nuestra hipótesis la densidad de plantas juveniles disminuyó con el aumento de la cobertura de senderos a escala de micropaisaje. Por tanto, los senderos pueden limitar la regeneración, por ejemplo, debido al aumento de apertura del dosel y otros disturbios locales causados por los senderos.













Todavía no nos vamos  
y siento que ya los extraño  
mi corazón se está breaking apart.



**HOTMAIL**

de: Cristian  
Cuerpo de uva y corazón de  
tejacote. Te debo 3 besos  
uno en cada nuevo y el otro  
en el camote. Para: amauri

Chewacca

Quiero que esta noche me hagas  
un breaking-apart. Te espero en lo más  
profundo de mi fragmento. L. Fahrig

El contenido de cada artículo es responsabilidad de los autores, ya que no siempre refleja la opinión de todos los profesores y estudiantes del curso. El contenido de esta revista puede reproducirse siempre que se citen la fuente y el autor.

**Financiamiento y apoyo logístico:** Este curso no podría haberse realizado sin el apoyo del personal de El Canto de la Selva, así como de la Universidad Nacional Autónoma de México (Posgrado en Ciencias Biológicas).

### **Agradecimientos especiales:**

A todo el personal de El Canto de la Selva. Gracias por todo su apoyo, sin el cual este curso no habría sido posible!

A todos los ejidatarios y amigos de Galacia ... nuestro más sincero agradecimiento por toda vuestra ayuda y amistad durante los días que estuvimos en El Canto.

A los profesores invitados del curso (Satita-Bombon, Chubi, Katarrito y Fern-ant-da). Como siempre, les agradezco de todo corazón todo su esfuerzo y sabiduría .... ¡ Son lo máximo ☺ !

A todos los estudiantes del curso ... Ranaldo, Cumbres, Torilidae, Nathaly Poornman, Murcio, Extraterrestre, Vergas, Beregator, Changa, Astrokaren, MAMAuri, Ektario, Charcas, Metaterma, Richardo Brincipe, Aguacatito, Cosmogonico-Holístico y Gorgui!! Espero que hayan disfrutado y que sigan estudiando y conservando los bosques tropicales!

**Edición:** Miriam San José y Víctor Arroyo. Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM. E-mail: [arroyo@iies.unam.mx](mailto:arroyo@iies.unam.mx)