



Revista Mexicana de Biodiversidad

ISSN: 1870-3453

falvarez@ib.unam.mx

Universidad Nacional Autónoma de México

México

Carvajal-Hernández, César I.; Krömer, Thorsten; Vázquez-Torres, Mario
Riqueza y composición florística de pteridobiontes en bosque mesófilo de montaña y ambientes
asociados en el centro de Veracruz, México
Revista Mexicana de Biodiversidad, vol. 85, núm. 2, 2014, pp. 491-501
Universidad Nacional Autónoma de México
Distrito Federal, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42531364008>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto



Riqueza y composición florística de pteridobiontes en bosque mesófilo de montaña y ambientes asociados en el centro de Veracruz, México

Species richness and floristic composition of ferns in humid montane forest and associated environments of central Veracruz, Mexico

César I. Carvajal-Hernández[✉], Thorsten Krömer y Mario Vázquez-Torres

Centro de Investigaciones Tropicales. Casco de la Ex-hacienda Lucas Martín. Privada Araucarias s/n. Colonia Periodistas. Apartado postal 525 91019. Xalapa, Veracruz, México.

[✉] ccarvajal@uv.mx

Resumen. Se describe y compara la riqueza y composición florística de pteridobiontes del bosque mesófilo de montaña y ambientes asociados con diferentes grados de afectación humana en la loma de Santa Rita, ubicada en la sierra de Chiconquiaco del centro de Veracruz, México. Se realizó una comparación con la pteridoflora de otros bosques mesófilos del centro de Veracruz, con base en estudios disponibles en la literatura. Se establecieron 72 parcelas de muestreo de 10 × 10 m cada uno en 6 ambientes diferentes; bosque natural, bosque secundario maduro y joven, café de sombra, plantación de *Pinus patula* y pastizales con árboles remanentes. Se registraron un total de 81 especies distribuidas en 18 familias y 36 géneros. Los resultados indican que el bosque natural contiene la mayor riqueza, misma que disminuye conforme aumenta el grado de perturbación del ambiente hasta en un 70%. Se destaca la importancia de los acahuales y el cafetal bajo sombra por retener y permitir el establecimiento de muchas especies compartidas con en el bosque.

Palabras clave: diversidad, gradiente de perturbación, pteridofitas, sierra de Chiconquiaco, vegetación antropizada.

Abstract. We describe and compare the richness and floristic composition of ferns in natural humid montane forest and disturbed environments associated with different degrees of anthropogenic influence. The study sites were located at the Loma de Santa Rita in the Sierra de Chiconquiaco, central region of Veracruz, Mexico. Furthermore, we made a comparison with other fern inventories from humid montane forests in central Veracruz based on published studies. We established 72 sampling plots of 10 × 10 m each in 6 different environments; natural forest, mature and young secondary forest, shade coffee, *Pinus patula* plantation, and pasture with remnant trees. We recorded a total of 81 species distributed in 17 families and 36 genera. The results indicate that the natural forest is most species rich, whereas fern diversity decreases with the degree of vegetation disturbance up to 70%. The study highlights the importance of fallows and shade coffee plantations to retain and allow the establishment of many species also found in the forest.

Key words: diversity, disturbance gradient, pteridophytes, Sierra de Chiconquiaco, secondary vegetation.

Introducción

Los pteridobiontes son 2 grupos taxonómicos con elevada riqueza y abundancia en los bosques tropicales húmedos de montaña del mundo, donde pueden aportar hasta un 19% a la diversidad florística local o regional (Whitmore et al., 1985; Gentry y Dodson, 1987; Kessler, 2001a; Kessler et al., 2001; Kreft et al., 2010). Esta gran riqueza de especies se encuentra representada en su mayoría en un intervalo altitudinal entre 1 000 a 2 000 m debido a variables ambientales como el clima, la temperatura y la humedad (Kessler, 2001b; Krömer et al.,

2005; Kluge et al., 2006; Watkins et al., 2006; Kessler et al., 2011). El intervalo altitudinal donde se conjugan las condiciones de humedad y temperatura más adecuadas para la supervivencia de la mayoría de los helechos y licopodios, coincide con la distribución del bosque mesófilo de montaña (BMM), también llamado bosque de niebla (Challenger, 1998; Conabio, 2010; Toledo-Aceves et al., 2011).

El BMM se encuentra en la zona de transición entre los tipos de vegetación tropicales de baja altitud y los templados de mayor elevación (Challenger, 1998; Villaseñor, 2010). Este tipo de vegetación presenta en México especies de afinidades boreales y tropicales; es decir, en el estrato arbóreo del dosel dominan especies

caducifolias templadas, mientras que en el sotobosque persisten especies tropicales perennifolias (Rzedowski, 1978; Conabio, 2010). Las especies del BMM representan alrededor del 10% de la riqueza florística calculada para México, haciéndolo el tipo de vegetación más diverso por unidad de área (Rzedowski, 1991), donde destacan la taxocenosis de los pteridobiontes y las plantas epífitas (cerca del 20 y 30% de las especies, respectivamente; Rzedowski, 1996). Actualmente, el BMM ocupa menos del 1% del territorio nacional, ya que son pocas las zonas del país en que se conjuga la presencia de humedad y temperatura características de estos ambientes (Palacio-Prieto et al., 2000; Conabio, 2010; Toledo-Aceves et al., 2011). Su distribución es en fragmentos aislados en donde cada uno de ellos contiene una composición florística particular, la cual está relacionada con los factores abióticos e historia de vicarianza propios de cada sitio (Ponce-Vargas et al., 2006; Villaseñor, 2010).

Los helechos representan un componente importante en la complejidad florística del BMM, donde destacan por su alta diversidad las especies de la familia Polypodiaceae (Rzedowski, 1996; Williams-Linera et al., 2005; Ponce-Vargas et al., 2006; Mehlretter, 2008), cuyos miembros son frecuentes de encontrar como epífitos de los troncos y en las primeras ramificaciones de los árboles hospederos (Hietz y Hietz-Seifert, 1995; Nieder et al., 2000; Mehlretter et al., 2005; Krömer et al., 2007).

En la sierra de Chiconquiaco, ubicada en el centro del estado de Veracruz, las abruptas laderas y cañadas le han asegurado hasta la fecha una permanencia importante de remanentes del BMM (Conabio, 2010). Estos fragmentos están integrados en un mosaico de vegetación antropizada, que incluye bosques perturbados, vegetación secundaria en diferentes etapas de regeneración, también llamadas acahuales, plantaciones de café y pino, así como pastizales inducidos con árboles remanentes, tal es el caso de la localidad conocida como loma de Santa Rita en el municipio de Yecuatla (Carvajal-Hernández, 2011).

Algunos estudios demuestran que las perturbaciones humanas reducen la riqueza y abundancia de especies de helechos en los sistemas secundarios (Paciencia y Prado, 2005; Carreño-Rocabado, 2006). Sin embargo, algunos ambientes antropizados como las plantaciones de café han demostrado ser reservorios importantes para la conservación de los helechos (Carreño-Rocabado, 2006; Mehlretter, 2008; Moorhead et al., 2010).

Con base en lo anterior y debido a la presencia del BMM en la loma de Santa Rita y la heterogeneidad paisajística que ahí prevalece, la zona representa una oportunidad para el estudio de los impactos que las actividades antropogénicas tienen en la pteridoflora. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue conocer la riqueza

y composición de helechos y licopodios del BMM de la zona, así como de los ambientes antropizados contiguos. Además de comparar la similitud en la pteridoflora de este fragmento con otros del centro de Veracruz.

Materiales y métodos

Área de estudio. La loma de Santa Rita es un referente importante en el complejo de montañas que conforman la sierra de Chiconquiaco en el centro de Veracruz, por su extensión y conservación del BMM. El lugar se ubica en el municipio de Yecuatla ($19^{\circ}49'43''$ N, $96^{\circ}48'47''$ O), en un intervalo de altitud de 700 a 1 450 m (Carvajal-Hernández, 2011); sin embargo, el presente estudio se realizó entre 1 000 y 1 400 m (Fig. 1).

En la zona el clima es templado-húmedo, con una precipitación acumulada anual que fluctúa entre los 1 500 y 2 000 mm, las lluvias más abundantes corresponden al verano (junio-agosto), mientras que la precipitación del mes más seco (mayo) es menor a 60 mm. La temperatura mínima media anual es de 12° C, mientras que la máxima media anual es de 26° C; a lo largo del año se presentan entre 30 y 50 días con niebla (Ruiz-Barradas et al., 2010).

Trabajo de campo y gabinete. Se establecieron un total de 72 parcelas no permanentes de 10×10 m entre los meses de febrero de 2009 a marzo de 2010. La distribución de las mismas fue igualitaria en los 6 ambientes que componen la loma de Santa Rita: *a)* bosque natural (BN) con una superficie de aproximadamente 15 ha; la perturbación humana como la presencia de caminos, tala de árboles y

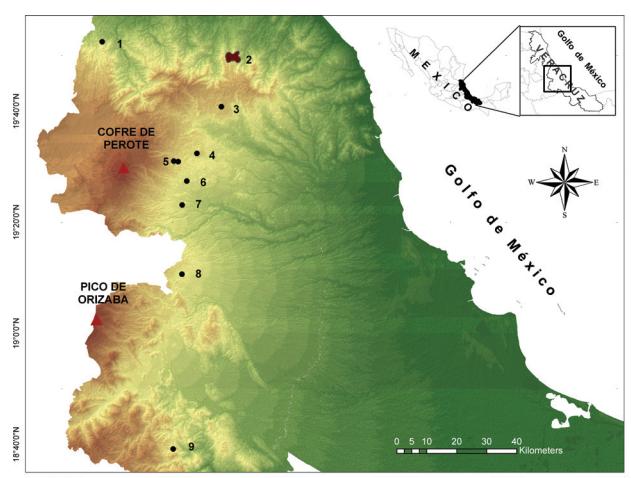


Figura 1. Ubicación de los municipios de los diferentes estudios realizados en BMM del centro del estado de Veracruz, México: 1, Atzalan; 2, Yecuatla (loma de Santa Rita, este estudio); 3, Acatlán; 4, Xalapa; 5, Tlalnelhuayocan; 6, Coatepec; 7, Teocelo; 8, Huatusco; 9, Zongolica (fuente: Inegi, 2000).

extracción de flora y fauna o leña no es conspicua, además, se mantienen árboles de tallas grandes y epífitas vasculares notablemente abundantes; *b)* acahual maduro de más de 20 años (AM) en una superficie aproximada de 7 ha; *c)* acahual joven de menos de 10 años (AJ) y una extensión de 13 ha; *d)* cafetal bajo sombra con árboles remanentes del bosque mesófilo (CA) entre los que destaca *Clethra mexicana* y algunos individuos de los géneros *Quercus* e *Inga*, este ambiente ocupa un área de 6 ha; *e)* pastizal inducido con árboles remanentes que se encuentran en un área de 15 ha (PA); *f)* plantación de *Pinus patula* de más de 20 años con una superficie de 9 ha (PI). Todo este mosaico paisajístico se encuentra en una superficie que originalmente estaba ocupada con BMM y ha tenido diferentes etapas de transformación antrópica. Cada una de las parcelas se dispuso en algún sitio donde se encontró por lo menos un árbol grande, del dosel, que brindara un ambiente microclimático propicio para el establecimiento de los licopodios y helechos.

En cada parcela se registró la presencia tanto de las especies terrestres como de las epífitas. Los helechos epífitos se registraron mediante 2 procedimientos. El primero por medio de la observación directa de las especies en los tallos de todos los árboles o arbustos presentes en la parcela y por observación con binoculares de las ramas y copas de los árboles. El otro procedimiento consistió en el ascenso a 4 árboles: 2 en BN y 2 en AM, mediante el uso de cuerdas y equipo modificado de alpinismo (Perry, 1978), con la finalidad de complementar el registro de las especies no incluidas en la observación directa (Barker y Pinard, 2001; Flores-Palacios y García-Franco, 2001; Gradstein et al., 2003). En los ambientes con un mayor grado de perturbación no fue posible realizar el ascenso a los árboles, debido a su menor talla y a la escasa presencia de las especies en las copas, por lo que solamente se realizó la observación directa.

Las muestras colectadas fueron procesadas y depositadas en el herbario CIB del Instituto de Investigaciones Biológicas de la Universidad Veracruzana en Xalapa, con duplicados depositados en el Herbario Nacional de México (MEXU) del Instituto de Biología, UNAM y el University Herbarium, University of California (UC), Berkeley, EUA. Se determinó la identidad taxonómica de los ejemplares colectados de acuerdo con Mickel y Smith (2004), además de la comparación con ejemplares correctamente curados de los herbarios CIB y XAL del Instituto de Ecología, A. C. en Xalapa.

Se utilizó el programa *EstimateS Win8.00* para obtener los valores de los estimadores no paramétricos de riqueza potencial de especies ICE y Chao 2 (Colwell, 2009), los cuales están basados en datos de presencia-ausencia y toman en cuenta las especies raras; únicas y duplicadas;

éstos son estimadores confiables por tener una menor sensibilidad a la agregación de especies en la etapa inicial del muestreo cuando la distribución de especies es al azar, tal como ocurrió en el presente trabajo (López-Gómez y Williams-Linera, 2006). Con dichos estimadores como referencia se realizaron las curvas de acumulación de especies para evaluar el esfuerzo del muestreo (Colwell et al., 2004).

Se aplicó el índice de Sørensen para conocer la similitud florística de los diferentes ambientes que componen el paisaje de la zona de estudio (Mostacedo y Fridericksen, 2000; Chao et al., 2005). Se realizó, además, un análisis de conglomerados con el programa XL-STAT® para agrupar a los ambientes de estudio con base en la composición pteridoflorística.

Se comparó la riqueza de especies obtenidas en este estudio, únicamente con los datos registrados en el bosque natural, con los resultados de trabajos previamente desarrollados en el estado de Veracruz por diferentes autores (Carreño-Rocabado, 2006; Viccon-Esquível, 2009; Gómez-Díaz, 2010; Hernández-Rojas, 2010; Fig. 1). Se aplicó el índice de Sørensen y el índice de biodiversidad taxonómica, este último resulta de la división del número de especies registradas entre el logaritmo natural de la superficie estudiada en cada caso (Ponce et al., 2002; Tejero-Diez et al., 2011). Los trabajos incluidos en esta comparación fueron elegidos por lo siguiente: a) se conoce el método empleado y las unidades de muestreo son similares a las utilizadas en este estudio; b) están realizados en zonas con fragmentos de BMM con superficies similares y en la misma región fisiográfica y; c) presentan afinidades climáticas y topográficas.

Resultados

Riqueza y composición de especies. En las 72 parcelas ($7\,200\text{ m}^2$) se encontraron 81 especies: 7 spp. de licopodios y 74 spp. de helechos, distribuidas en 36 géneros y 18 familias (Apéndice). La riqueza observada varió entre 79 y 98% de la riqueza pronosticada por los estimadores ICE y Chao 2, misma que se ve reflejada en las curvas de acumulación de especies (Fig. 2). El sitio con mayor riqueza fue el bosque natural, seguido del acahual maduro, acahual joven, cafetal bajo sombra, pastizal y, por último, la plantación de pino (Cuadro 1).

Los géneros mejor representados fueron *Asplenium* y *Polypodium* con 8 especies cada uno, seguido de *Thelypteris* con 6. Las familias más ricas en el número de especies fueron Dryopteridaceae (15 spp.), Polypodiaceae (14) y Aspleniaceae (8); 2 especies de esta última familia mostraron preferencia por habitar en el bosque natural, *Asplenium cuspidatum* y *A. harpeodes*, mismas que fueron

exclusivas de este ambiente. En cambio, las especies de Theypteridaceae se encontraron exclusivamente en los sitios con mayor perturbación (Apéndice).

Se registraron 5 especies que se encuentran protegidas por la ley mexicana dentro de la Nom-059-Semarnat-2010: *Alsophila firma*, *Dicksonia sellowiana*, *Cyathea divergens* var. *tuerckheimii*, *Psilotum complanatum* y *Marattia laxa*.

Del total de especies registradas, 65% son terrestres y 31% epífitas. En el bosque natural se registró el más alto número de especies (22); en contraste, en la plantación de pinos únicamente se registraron 2 especies de helechos epífitos. El número de epífitas disminuyó de forma gradual conforme avanza el nivel de perturbación del sitio (Cuadro 1).

Similitud florística. El índice de Sørensen muestra que la similitud florística es mayor entre el bosque natural y el acahuall maduro. Se destaca que el cafetal bajo sombra, a pesar de estar sometido a intervención humana constante, muestra una semejanza florística con el bosque, incluso

mayor a la que presenta el acahuall joven, mismo que contiene una mayor riqueza, mientras que la plantación de pino es el sitio que menor número de especies comparte con el bosque (Cuadro 1).

El análisis de conglomerados mostró una tendencia de agrupar la composición de especies en los sitios que conservan un estrato arbóreo y arbustivo bien definidos; tal es el caso del acahuall maduro y el cafetal bajo sombra. Por otro lado, se agruparon en un clado diferente los sitios que no mantienen los estratos bien definidos, tal es el caso del pastizal con árboles remanentes y el pinar. El acahuall joven se relacionó con todos los ambientes estudiados, con un 50% de presencia tanto en el primer clado como en el segundo (Fig. 3).

Los datos obtenidos de estudios previos realizados en diferentes fragmentos de BMM de la zona centro de Veracruz, indican una similitud florística muy baja con respecto a la composición de helechos registrados en el presente estudio (Cuadro 2). Los valores obtenidos por el índice de Sørensen no muestran una relación clara con la distancia entre los diferentes sitios de estudio y de acuerdo con el índice de biodiversidad taxonómica, se encontró que los fragmentos de los municipios de Atzalan y Tlalnelhuayocan (Viccon-Esquível, 2009) son los que presentan los valores más altos, mientras que la zona de estudio del presente trabajo ocupó el tercer lugar con un valor cercano (Cuadro 2).

Discusión

Riqueza y composición de especies. La riqueza de especies de helechos en Veracruz oscila entre 550-565 (Mickel y Smith, 2004; Tejero-Diez et al., 2011; Krömer et al., 2013), por lo tanto, las 81 especies registradas en este estudio representan aproximadamente el 14% de la riqueza total del estado. Este número de especies puede relacionarse con la heterogeneidad ambiental del sitio, al incluir los diferentes ambientes que conforman el paisaje de la loma de Santa Rita, desde ambientes menos perturbados

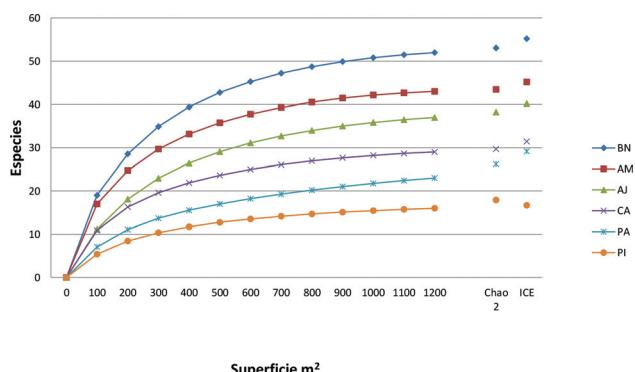


Figura 2. Curva de acumulación de especies y valores estimados de riqueza potencial de especies por Chao 2 e ICE por cada ambiente muestreado (BN, bosque natural; AM, acahuall maduro; AJ, acahuall joven; CA, cafetal bajo sombra; PA, pastizal con árboles remanentes; PI, pinar cultivado) en el sitio de estudio.

Cuadro 1. Número de familias, géneros y especies (terrestres y epífitas) registrados en los diferentes ambientes estudiados en la loma de Santa Rita, así como la similitud florística de los diferentes ambientes expresada con el índice de Sørensen (en negrillas), donde 1= completamente similar; 0= totalmente distinto; las cantidades en cursivas corresponden al número de especies compartidas

Hábitat	Familias	Géneros	Especies totales (T/E)	Similitud florística					
				BN	AM	AJ	CA	PA	PI
Bosque natural (BN)	13	25	53 (31/22)	—	33	23	22	11	5
Acahuall maduro (AM)	15	25	43(27/16)	0.68	—	26	15	17	8
Acahuall joven (AJ)	14	23	37(23/14)	0.51	0.64	—	13	17	9
Cafetal (CA)	11	17	29(17/12)	0.53	0.41	0.39	—	11	5
Pastizal (PA)	10	16	23(16/7)	0.28	0.50	0.56	0.42	—	11
Plantación de pino (PI)	9	12	16 (14/2)	0.14	0.26	0.33	0.22	0.56	—

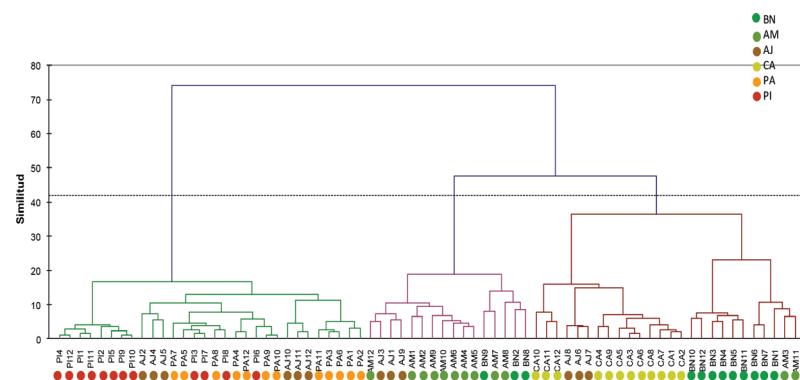


Figura 3. Dendrograma de similitud de las 12 parcelas de cada uno de los 6 ambientes de muestreo, abreviaturas ver figura 2, basado en una matriz de presencia-ausencia.

Cuadro 2. Comparación florística entre los diferentes municipios con fragmentos de bosque mesófilo conservado del centro de Veracruz. Los sitios están ordenados de acuerdo con la distancia que se encuentra respecto al área de estudio del presente trabajo, del más lejano al más cercano. IB= Índice de biodiversidad taxonómica. Similitud florística expresada con el índice de Sørensen (1= completamente similar; 0= totalmente distinto)

Autor	Municipio	Núm. de especies	Distancia (km)	Superficie (ha)	Índice de Sørensen	IB
Viccon-Esquível (2009)	Zongolica	50	130	0.32	0.18	4.26
Carreño-Rocabado (2006)	Huatusco	24	75	0.15	0.14	7.55
Carreño-Rocabado (2006)	Teocelo	24	53	0.15	0.13	7.55
Carreño-Rocabado (2006)	Coatepec	27	47	0.15	0.19	8.51
Hernández-Rojas (2010)	Tlalnelhuayocan	60	44	0.2	0.18	18.17
Gómez-Díaz (2010)	Tlalnelhuayocan	55	40	0.32	0.21	14.45
Carreño-Rocabado (2006)	Xalapa	16	38	0.15	0.16	5.03
Viccon-Esquível (2009)	Atzalan	65	37	0.32	0.25	18.54
Hernández-Rojas (2010)	Acatlán	29	17	0.2	0.21	8.78
Carvajal-Hernández (2011)	Yecuatla	53	—	0.12	1	17.21

hasta los completamente transformados. De igual forma se presentan diferentes condiciones microclimáticas de humedad y temperatura, debido a que con la pérdida de árboles, la exposición solar se incrementa y la humedad ambiental contenida en un fragmento de bosque se pierde, lo que propicia el aumento de aire seco y cálido, por lo tanto, aumenta la temperatura y disminuye la humedad (Acebey et al., 2003; Zotz y Bader, 2009). Dicha heterogeneidad permite la presencia de especies de helechos adaptadas a diferentes condiciones climáticas o de perturbación, tal es el caso de los helechos con afinidad a los ambientes xéricos encontrados en los sitios con mayor perturbación. Estos presentan una mayor eficiencia en su conductividad hídrica, en el consumo de agua y la regulación de la pérdida de ésta, además de adaptaciones morfológicas como la presencia de tricomas o escamas que reflejan la luz directa, reducen la temperatura de la hoja y, por consecuencia, la transpiración (Hietz, 2010). Como

ejemplo de estas especies se encuentran: *Hypolepis repens*, *Pleopeltis crassinervata*, *Polypodium collinsii* y *Pteridium* spp. Por otro lado, existen especies que se ven afectadas con los disturbios antrópicos, debido a la sensibilidad a los cambios en la humedad, la exposición solar y el aumento de la temperatura, tal es el caso de las especies de la familia Hymenophyllaceae (Krömer y Gradstein, 2003; Werner et al., 2005; Flores-Palacios y García-Franco, 2008; Gehrig-Downie et al., 2012).

Paciencia y Prado (2005) analizaron un gradiente de perturbación antrópica que incluye sistemas de cultivo en la Amazonía de Brasil, encontraron que los sistemas con un alto grado de disturbio presentaban una disminución de especies de helechos, de entre 40 y 70% de los taxa registrados en el ecosistema primario. La misma situación es registrada con las especies de helechos epífitos en regiones andinas de Bolivia, Ecuador y Venezuela, cuya disminución de la riqueza está relacionada con la transformación de los

ecosistemas originales para diversas actividades antrópicas (Barthlott et al., 2001; Krömer y Gradstein, 2003; Werner et al., 2005; Köster et al., 2009). En el presente estudio se observó que la disminución en el número de especies contenidas en el bosque natural comparado con el sitio con mayor perturbación es de casi 70%. Por lo tanto, los cambios en el uso del suelo afectan de igual forma a las especies tanto en regiones tropicales cercanas al Ecuador como en regiones subtropicales como México.

Respecto a las especies epífitas, se registró que la riqueza disminuye conforme los ambientes presentan una influencia antropogénica mayor. Además de la disminución de forofítos, con la pérdida de árboles ocurre una mayor incidencia de luz que incrementa la temperatura y disminuye la humedad ambiental, situación que provoca estrés hídrico a las especies epífitas (Andrade y Nobel, 1997; Barthlott et al., 2001; Flores-Palacios y García-Franco, 2004; Köster et al., 2009; Zotz y Bader, 2009). Por tal razón, los ambientes antropizados tienen una menor riqueza de especies de helechos epífitos.

Similitud florística entre ambientes. Estudios realizados en Oaxaca y Veracruz (Williams-Linera et al., 1998; Romero-Romero et al., 2000) demuestran que la vegetación secundaria puede mantener una buena representación de la flora original. Los sitios con mayor similitud en este estudio son el bosque natural y el acahuall maduro (43%), lo cual se explica porque los acahuales con un mayor estado de madurez presentan una composición de especies que incluyen tanto las de hábitat ruderal y cosmopolita, hasta las propias de vegetación primaria (Romero-Romero et al., 2000). El bosque natural, acahuall maduro y cafetal bajo sombra tienen una similitud mayor en la composición de especies de helechos, debido a que presentan una estratificación vegetal parecida que mantiene las condiciones microclimáticas y la disponibilidad de microambientes semejantes que favorecen la presencia de una mayor cantidad de especies compartidas (Moreno et al., 2009).

Por otro lado, el acahuall joven comparte 50% de la riqueza de especies con los sitios que conservan la estructura del bosque (BC, AM y CA) y la otra mitad con los sitios completamente transformados (PA, PI). Lo cual evidencia que es un estado transicional en la sucesión ecológica y que existe un gradual establecimiento de las especies encontradas en el ambiente con menor perturbación, aunque esto depende del tamaño del fragmento y del tiempo y distancia de su aislamiento del bosque natural (Romero-Romero et al., 2000; Köster et al., 2009).

El cafetal bajo sombra es valorado por su papel en la conservación de especies vegetales tanto leñosas como herbáceas (Bandeira et al., 2005; Espejo-Serna et al., 2005; Hietz, 2005; Carreño-Rocabado, 2006; López-Gómez y

Williams-Linera, 2006; Mehltreter, 2008; Köster et al., 2009; Moorhead et al., 2010). A pesar de ello, y de acuerdo con la riqueza encontrada en el cafetal, únicamente se registraron el 55% de las especies presentes en el bosque, lo que indica que existen algunos helechos susceptibles a los cambios ambientales y no sobreviven en el cafetal, algo similar ocurre con otros grupos taxonómicos como, por ejemplo, las orquídeas (Toledo-Aceves et al., 2012). La mayoría de los helechos encontrados en este ambiente corresponden a especies xerotolerantes adaptadas a condiciones de estacionalidad anual, como ejemplo de ello algunas especies de la familia Polypodiaceae (Hietz y Briones, 1998) y se pierden algunas otras que presentan sensibilidad a los cambios en el ambiente, como ocurrió con las especies de Hymenophyllaceae (Krömer y Gradstein, 2003; Gehrig-Downie et al., 2012).

Riqueza de helechos en los sistemas antropizados. Los helechos son plantas con preferencias a habitar en zonas de montaña con clima húmedo-templado y la mayoría de las especies están relacionadas con condiciones de alta humedad y sombra (Mickel, 1979; Kessler, 2001a; Kluge et al., 2006; Watkins et al., 2006). Por lo anterior, el pastizal y la plantación de pino son los sitios con menor riqueza de helechos y ambos comparten una similitud florística alta. El pinar cultivado tiene una riqueza de especies menor comparado con el pastizal, debido a que las especies del género *Pinus* no representan forofítos adecuados para el establecimiento de epífitas, lo que se explica por la inestabilidad de sus cortezas, ramas delgadas y la poca capacidad de retención de agua (Callaway et al., 2002). Además, se ha demostrado que los pinos tienen una alta eficiencia en la absorción de nitrógeno del suelo y su hojarasca provoca cambios en la composición de la materia orgánica alterando el ciclo de nutrientes (Van Wesenbeeck et al., 2003), lo que podría limitar a algunas especies de helechos terrestres. En este ambiente sólo proliferan especies resistentes como *Blechnum appendiculatum*, *Hypolepis repens*, *Sticherus palmatus* y el género *Pteridium*, mismas que están adaptadas también a condiciones xéricas (Hietz, 2010).

En el pastizal, los árboles remanentes, principalmente de *Clethra mexicana* y *Quercus* sp., mantienen parte de la riqueza de epífitas, además, debido a su cobertura permiten el establecimiento de especies terrestres (Guevara et al., 2005). A pesar de lo anterior, la riqueza que resguardan no es comparable con la de los árboles del interior del bosque, esto se debe a que se reduce al mínimo la unidad del hábitat para ciertas especies, además de que el árbol expuesto recibe una mayor radiación y ocurre un aumento en la evaporación, dichas condiciones cambian radicalmente el microclima y conllevan al estrés hídrico de las plantas (Williams-Linera et al., 1995; Hietz-Seifert et

al., 1996; Flores-Palacios y García-Franco, 2004; Werner et al., 2005; Köster et al., 2009). A pesar de las desventajas que tienen los helechos en términos de supervivencia en el pastizal, un árbol remanente y aislado alberga mayor riqueza que toda la plantación de *Pinus*.

El número de taxa de helechos y licopodios encontrados en los acahuales manifiesta la importancia de dichos ambientes para su conservación, ya que, además de las especies secundarias arraigadas sobre los sitios sometidos a las nuevas condiciones ambientales, también se observa que el establecimiento de las especies típicas de los ambientes menos perturbados, sucede en medida que las condiciones del fragmento son las adecuadas para su establecimiento.

Diferencias en la pteridoflora del bosque mesófilo. Los BMM de México son diferentes entre sí en cuanto a su composición de especies (Villaseñor, 2010) y el caso de la taxocenosis de los licopodios y helechos no es ajeno a dicha aseveración. A partir de la comparación de los listados obtenidos en estudios previos en diferentes puntos de la región montañosa del centro de Veracruz se comprobó lo anterior. En Zongolica (Viccon-Esquível, 2009) se encontraron 50 especies de helechos, de las cuales únicamente 52% fueron registradas en la loma de Santa Rita. Algunas especies consideradas como frecuentes en Zongolica (*Niphidium crassifolium* y *Pleopeltis angusta*) no fueron encontradas en el presente estudio. Para el caso de lo registrado en Acatlán (Hernández-Rojas, 2010) y Tlalnelhuayocan (Gómez-Díaz, 2010), de manera similar al anterior caso, cerca del 50% de las especies de helechos fueron compartidas con la loma de Santa Rita y en Atzalan (Viccon-Esquível, 2009) se compartieron 45%. No se encontró un patrón que indicara que a mayor cercanía del sitio hubiese una mayor similitud de especies expresada por el índice de Sørensen, ya que ni el sitio más cercano tuvo mayor similitud ni el más lejano tuvo la menor (Cuadro 2). Cabe destacar que los sitios mencionados tienen unidades de muestreo similares, se encuentran en un intervalo altitudinal que va de 1 250 a 1 500 m y la temperatura y precipitación son semejantes.

Lo anterior manifiesta la vulnerabilidad del BMM, ya que si ocurre un disturbio en un área con este tipo de vegetación, no se asegura la permanencia de todas sus especies en otro sitio con características similares. Cuando ocurren cambios en el ambiente natural del bosque ocasionados por las actividades antrópicas, la riqueza puede disminuir hasta en 70%, como se mostró con los datos de este estudio, pero la situación empeora si al menos el 50% de las especies en ese fragmento muy probablemente no se encuentran en otro, lo que deja al BMM como un ecosistema de gran fragilidad y dificultad para su conservación y manejo adecuado.

Agradecimientos

Los autores agradecemos a la familia Castillo, especialmente al Sr. Camilo y su hijo Carlos por el apoyo otorgado en la realización del trabajo de campo en la loma de Santa Rita. A la M. en C. Samaria Armenta-Montero por su valiosa colaboración en el trabajo de campo y ayuda en el procesamiento de los datos. Al Dr. Jürgen Kluge por sus valiosos comentarios. Por último, al Conacyt por la beca otorgada (Núm. 27836) para la realización del estudio de maestría del primer autor.

Literatura citada

- Acebey, A., S. R. Gradstein y T. Krömer. 2003. Species richness and habitat diversification of bryophytes in submontane rain forest and fallows of Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 19:9-18.
- Andrade, J. S. y P. Nobel. 1997. Microhabitats and water relations of epiphytic cacti and ferns in a lowland neotropical forest. *Biotropica* 29:261-270.
- Bandeira, F. P., C. Martorell, J. A. Meave y J. Caballero. 2005. The role of rustic coffee plantations in the conservation of wild tree diversity in the Chinantec region of Mexico. *Biodiversity and Conservation* 14:1225-1240.
- Barker, M. G. y A. Pinard. 2001. Forest canopy research: sampling problems, and some solutions. *Plant Ecology* 153: 23-38.
- Barthlott, W., V. Schmit-Neuerburg, J. Nieder y S. Engwald. 2001. Diversity and abundance of vascular epiphytes: a comparison of secondary vegetation and primary montane rain forest in the Venezuelan Andes. *Plant Ecology* 152:145-156.
- Callaway, R. M., K. O. Reinhart, G. W. Moore, D. J. Moore y S. C. Pennings. 2002. Epiphyte host preferences and host traits: mechanisms for species-specific interactions. *Oecologia* 132:221-230.
- Carreño-Rocabado, I. 2006. Evaluación de los cafetales bajo sombra y fragmentos de bosque adyacentes como hábitats para conservar la diversidad de los helechos en el estado de Veracruz, México. Tesis, Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz. 120 p.
- Carvajal-Hernández, C. I. 2011. Riqueza pteridológica del bosque mesófilo de montaña bajo diferentes grados de perturbación. Tesis, Centro de Investigaciones Tropicales, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz. 117 p.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. Conabio-UNAM. México, D. F. 847 p.
- Chao, A., R. L. Chazdon, R. K. Colwell y T. Shen. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8:148-159.
- Colwell, R. K., C. X. Mao y J. Chang. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85:2717-2727.

- Colwell, R. K. 2009. EstimateS 8.0 User's Guide. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>; última consulta: 8.XII.2012.
- Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2010. El bosque mesófilo de montaña en México: amenazas y oportunidades para su conservación y manejo sostenible. México, D. F. 197 p.
- Espejo-Serna, A., A. R. López-Ferrari, R. Jiménez-Machorro y L. Sánchez-Saldaña. 2005. Las orquídeas de los cafetales en México: una opción para el uso sostenible de ecosistemas tropicales. *Revista de Biología Tropical* 53:73-84.
- Flores-Palacios, A. y J. G. García-Franco. 2001. Sampling methods for vascular epiphytes: their effectiveness in recording species richness and frequency. *Selbyana* 22:181-191.
- Flores-Palacios, A. y J. G. García-Franco. 2004. Effect of isolation on the structure and nutrient content of oak epiphyte communities. *Plant Ecology* 173:2-59-269.
- Flores-Palacios, A. y J. G. García-Franco. 2008. Habitat isolation changes the beta diversity of the vascular epiphyte community in lower montane forest, Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 17:191-207.
- Gentry, A. H. y C. H. Dodson. 1987. Diversity and biogeography of Neotropical vascular epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 74:205-233.
- Gómez-Díaz, J. A. 2010. Comparación florística de epífitas vasculares entre un bosque mesófilo de montaña y un acahuil en el municipio de Tlalnelhuayocan, Veracruz. Tesis, Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Xalapa. 117 p.
- Gradstein, S. R., N. M. Nadkarni, T. Krömer, I. Holz y N. Nöske. 2003. A protocol for rapid and representative sampling of vascular and non-vascular epiphyte diversity of tropical rain forest. *Selbyana* 24:105-111.
- Gehrig-Downie, C., J. Marquardt, A. Obregón, J. Bendix y S. R. Gradstein. 2012. Diversity and vertical distribution of filmy ferns as a tool for identifying the novel forest type "tropical lowland cloud forest". *Ecotropica* 18:35-44.
- Guevara, S., J. Laborde y R. G. Sánchez. 2005. Los árboles que la selva dejó atrás. *Interciencia* 30:595-601.
- Hernández-Rojas, A. C. 2010. Diversidad de helechos en bosques mesófilos con diferente dominancia arbórea en el centro de Veracruz, México. Tesis, Instituto de Ecología, A. C. Xalapa. 84 p.
- Hietz, P. 2005. Conservation of vascular epiphyte diversity in Mexican coffee plantations. *Conservation Biology* 19:391-399.
- Hietz, P. 2010. Fern adaptations to xeric environments. In *Fern ecology*, K. Mehltreter, L. R. Walker y J. M. Sharpe (eds.). Cambridge University Press, New York. p. 140-176
- Hietz, P. y U. Hietz-Seifert. 1995. Structure and ecology of epiphyte communities of a cloud forest in central Veracruz, Mexico. *Journal of Vegetation Science* 6:719-728.
- Hietz, P. y O. Briones 1998. Correlation between water relations and within-canopy distribution of epiphytic ferns in a Mexican cloud forest. *Oecologia* 114:305-316.
- Inegi (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2000. Datos vectoriales. Escala 1:1,000,000.
- Kessler, M. 2001a. Pteridophyte species richness in Andean forest in Bolivia. *Biodiversity and Conservation* 10:1473-1495.
- Kessler, M. 2001b. Patterns of diversity and range size of selected plant groups along an elevational transect in the Bolivian Andes. *Biodiversity and Conservation* 10:1897-1921.
- Kessler, M., B. S. Parris y E. Kessler. 2001. A comparison of the tropical montane pteridophyte floras of mount Kinabalu, Borneo, and Parque Nacional Carrasco, Bolivia. *Journal of Biogeography* 28:611-622.
- Kessler, M., J. Kluge, A. Hemp y R. Ohlemüller. 2011. A global comparative analysis of elevational species richness patterns of ferns. *Global Ecology and Biogeography* 20:868-880.
- Kluge, J., M. Kessler y R. Dunn. 2006. What drives elevational patterns of diversity? A test of geometric constraints, climate and species pool effects for pteridophytes on an elevational gradient in Costa Rica. *Global Ecology and Biogeography* 15:358-371.
- Köster, N., K. Friedrich, J. Nieder y W. Barthlott. 2009. Conservation of epiphyte diversity in an Andean landscape transformed by human land use. *Conservation Biology* 23:911-919.
- Kreft, H., W. Jetz, M. Mutke y W. Barthlott. 2010. Contrasting environmental and regional effects on global pteridophyte and seed plant diversity. *Ecography* 33:408-419.
- Krömer T. y S. R. Gradstein. 2003. Species richness of vascular epiphytes in two primary forests and fallows in the Bolivian Andes. *Selbyana* 24:190-195.
- Krömer, T., M. Kessler, S. R. Gradstein y A. Acebey. 2005. Diversity patterns of vascular epiphytes along an elevational gradient in the Andes. *Journal of Biogeography* 32:1799-1809.
- Krömer, T., M. Kessler y S. R. Gradstein. 2007. Vertical stratification of vascular epiphytes in submontane and montane forest of the Bolivian Andes: the importance of the understory. *Plant Ecology* 189:261-278.
- Krömer, T., A. R. Acebey y A. R. Smith. 2013. Taxonomic update, distribution and conservation status of grammitid ferns (Polypodiaceae, Polypodiopsida) in Veracruz State, Mexico. *Phytotaxa* 82:29-44.
- López-Gómez, A. M. y G. Williams-Linera. 2006. Evaluación de métodos no paramétricos para la estimación de riqueza de especies de plantas leñosas en cafetales. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 78:7-15.
- Mehltreter, K. 2008. Helechos. In *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*, R. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina y K. Mehltreter (eds.). Instituto de Ecología, A. C./Instituto Nacional de Ecología. Xalapa. p. 83-93.
- Mehltreter, K., A. Flores-Palacios y J. G. García-Franco. 2005. Host preferences of low-trunk vascular epiphytes in a cloud forest of Veracruz, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 21:651-660.
- Mickel, J. 1979. Ferns. The Ridge Press. New York. 256 p.
- Mickel, J. y A. Smith. 2004. The Pteridophytes of Mexico. Memoirs of the New York Botanical Gardens. Nueva York. 1054 p.
- Moorhead, L. G., S. M. Philpott y P. Bichier. 2010. Epiphyte

- biodiversity in the coffee agricultural matrix: canopy stratification and distance from forest fragments. *Conservation Biology* 24:737-746.
- Moreno, C. E., G. Castillo-Campos y J. R. Verdú. 2009. Taxonomic diversity as complementary information to assess plant species diversity in secondary vegetation and primary tropical deciduous forest. *Journal of Vegetation Science* 20:935-943.
- Mostacedo, B. y T. S. Friedericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Bolfor. Bolivia. 87 p.
- Nieder, J., S. Engwald, M. Klawun y W. Barthlott. 2000. Spatial distribution of vascular epiphytes (including hemiepiphytes) in a lowland Amazonian Rain Forest (Surumoni Crane Plot) of Southern Venezuela. *Biotropica* 32:385-396.
- Paciencia, M. L. B. y J. Prado. 2005. Effects of forest fragmentation on pteridophyte diversity in a tropical rain forest in Brazil. *Plant Ecology* 180:87-104.
- Palacio-Prieto, J. L., G. Bocco, A. Velásquez, J. Mas, F. Takaki-Takaki, A. Victoria, L. Luna-González, G. Gómez-Rodríguez, J. López-García, M. J. Palma, I. Trejo-Vázquez, H. A. Peralta, J. Prado-Molina, A. Rodríguez-Aguilar, R. Mayorga-Saucedo y M. F. González. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Boletín del Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México* 43:183-203.
- Perry, D. R. 1978. A method of access into the crowns of emergent and canopy trees. *Biotropica* 10:155-157.
- Ponce, M., K. Mehltreter y R. De la Sota. 2002. Análisis biogeográfico de la diversidad pteridofítica en Argentina y Chile continental. *Revista Chilena de Historia Natural* 75:703-717.
- Ponce-Vargas, A., I. Luna-Vega, O. Alcántara-Ayala y C. Ruiz-Jiménez. 2006. Florística del bosque mesófilo de montaña de Monte Grande, Lolotla, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77:177-190.
- Romero-Romero, M., S. Castillo, J. Meave y H. Van der Wal. 2000. Análisis florístico de la vegetación secundaria derivada de selva húmeda de montaña de Santa Cruz Tepetotutla (Oaxaca), México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 67:89-106.
- Ruiz-Barradas, A., A. Tejeda-Martínez, S. Miranda-Alonso y R. H. Flores-Zamudio. 2010. Climatología. In *Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz. Tomo I. Patrimonio natural*. 2010, G. Benítez-Badillo y C. Welsh (coords.). Comisión del Estado de Veracruz para la Conmemoración de la Independencia Nacional y de la Revolución Mexicana. Xalapa. p. 65-84.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México, D. F. 432 p.
- Rzedowski, J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botanica Mexicana* 14:3-21.
- Rzedowski, J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botanica Mexicana* 35:25-44.
- Tejero-Diez, D., A. Torres-Díaz, J. T. Mickel, K. Mehltreter y T. Krömer. 2011. Helechos y licopodios. In *La biodiversidad en Veracruz: estudio de estado*. Conabio (ed.). Conabio-Gobierno del Estado de Veracruz-Universidad Veracruzana-Instituto de Ecología, A. C. México, D. F. p. 97-115.
- Toledo-Aceves, T., J. A. Meave, M. González-Espinoza y N. Ramírez-Marcial. 2011. Tropical montane cloud forests: current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management* 92:974-981.
- Toledo-Aceves, T., J. G. García-Franco, A. Hernández-Rojas y K. MacMillan. 2012. Recolonization of vascular epiphytes in a shaded coffee agroecosystem. *Applied Vegetation Science* 15:99-107.
- Van Wesenbeek, B. K., T. Van Mourik, J. F. Duivenvoorden y A. M. Cleef. 2003. Strong effects of a plantation with *Pinus patula* on Andean subparamo vegetation: a case study from Colombia. *Biological Conservation* 114:207-218.
- Viccon-Esquível, J. 2009. Riqueza y composición florística de las epífitas vasculares del bosque mesófilo de montaña de las localidades de Atzalan y Zongolica, Veracruz. Tesis, Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Xalapa. 92 p.
- Villaseñor, J. L. 2010. El bosque húmedo de montaña en México y sus plantas vasculares: catálogo florístico taxonómico. Conabio-UNAM, México, D. F. 40 p.
- Watkins, J. E., C. Cardelus, R. Colwell y R. Moran. 2006. Species richness and distribution of ferns along an elevational gradient in Costa Rica. *American Journal of Botany* 93:73-83.
- Werner, F., J. Homeier y S. R. Gradstein. 2005. Diversity of vascular epiphytes on isolated remnant trees in the montane forest belt of Southern Ecuador. *Ecotropica* 11:21-40.
- Whitmore, T. C., R. Peralta y K. Brown. 1985. Total species count in a Costa Rican tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 1:375-378.
- Williams-Linera, G., V. Sosa y T. Platas. 1995. The fate of epiphytic orchids after fragmentation of a Mexican cloud forest. *Selbyana* 16:36-40.
- Williams-Linera, G., V. Domínguez-Gastelú y M. E. García-Zurita. 1998. Microenvironment and floristics of different edges a fragmented tropical rain forest. *Conservation Biology* 12:1091-1102.
- Williams-Linera, G., M. Palacios-Ríos y R. Hernández-Gómez. 2005. Fern richness, tree species surrogacy, and fragment complementarity in a Mexican tropical montane cloud forest. *Biodiversity and Conservation* 14:119-133.
- Zotz, G. y M. Y. Bader. 2009. Epiphytic plants in a changing world: global change effects on vascular and non-vascular epiphytes. *Progress in Botany* 70:147-170.

Apéndice. Lista florística de las especies de helechos y licofitos encontradas en el bosque mesófilo y ecosistemas transformados por la acción antrópica (BN, bosque natural; AM, acahuil maduro; AJ, acahuil joven; CA, cafetal bajo sombra; PA, pastizal con árboles remanentes; PI, pinar cultivado en la loma de Santa Rita. Hábito: T= terrestre; E= epifito, E. La frecuencia se refiere al número de parcelas donde la especie fue registrada.

	Hábito	Frecuencia					
		BN	AM	AJ	CA	PA	PI
Aspleniaceae							
<i>Asplenium abscissum</i> Willd.	T	4	0	0	2	0	0
<i>Asplenium achilleifolium</i> (M. Martens y Galeotti) Liebm.	T	8	3	0	0	0	0
<i>Asplenium auriculatum</i> Sw.	T y E	2	1	1	2	0	0
<i>Asplenium cuspidatum</i> Lam.	E	3	0	0	0	0	0
<i>Asplenium harpeodes</i> Kunze	E	3	0	0	0	0	0
<i>Asplenium miradorensis</i> Liebm.	T	11	12	4	6	0	0
<i>Asplenium monanthes</i> L.	T	2	0	0	2	0	0
<i>Asplenium pumilum</i> Sw.	T	0	0	0	4	0	0
Athyriaceae							
<i>Diplazium donnell-smithii</i> Christ	T	3	10	2	2	0	0
<i>Diplazium drepanolobium</i> A.R. Sm.	T	3	0	1	0	0	0
<i>Diplazium striatum</i> (L.) C. Presl	T	0	0	0	2	0	0
<i>Diplazium ternatum</i> Liebm.	T	3	6	3	0	3	1
Blechnaceae							
<i>Blechnum appendiculatum</i> Willd.	T	6	0	5	9	1	2
<i>Blechnum occidentale</i> L.	T	5	2	0	11	5	0
<i>Blechnum schiedeanum</i> (Schltdl. ex C. Presl)	T	0	8	4	0	4	5
Hieron.							
<i>Blechnum wardiae</i> Mickel y Beitel	T	0	6	2	0	1	0
<i>Woodwardia martinezii</i> Maxon ex Weath.	T	0	0	0	0	1	0
<i>Woodwardia semicordata</i> Mickel y Beitel	T	0	0	0	0	2	3
Cyatheaceae							
<i>Alsophila firma</i> (Baker) D.S. Conant	T	5	9	2	0	0	0
<i>Cyathea divergens</i> var. <i>tuerckheimii</i> (Maxon) R. M. Tryon	T	2	5	0	0	0	0
Dennstaedtiaceae							
<i>Dennstaedtia bipinnata</i> (Cav.) Maxon	T	3	0	0	3	0	0
<i>Hypolepis repens</i> (L.) C. Presl	T	0	2	6	0	0	5
<i>Pteridium caudatum</i> (L.) Maxon	T	0	1	3	0	2	0
<i>Pteridium aquilinum</i> var. <i>feei</i> (W. Schaffn. ex Féee) Maxon	T	0	0	3	0	0	0
<i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon	T	0	0	0	0	0	5
Dicksoniaceae							
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	T	1	0	0	0	0	0
<i>Lophosoria quadripinnata</i> (J.F. Gmel.) C. Chr.	T	0	10	8	7	9	10
Dryopteridaceae							
<i>Arachniodes denticulata</i> (Sw.) Ching	T	0	5	5	0	1	0
<i>Ctenitis equestris</i> (Kunze) Ching	T	0	2	0	0	0	0
<i>Ctenitis hemsleyana</i> (Baker) Copel.	T	5	3	3	0	0	0
<i>Ctenitis melanosticta</i> (Kunze) Copel.	T	4	0	0	4	0	0
<i>Elaphoglossum erinaceum</i> (Fée) T. Moore	E	4	0	1	0	0	0
<i>Elaphoglossum sartorii</i> (Liebm.) Mickel	E	5	7	2	0	1	0
<i>Elaphoglossum vestitum</i> (Schltdl. y Cham.) T. Moore	E	3	2	0	0	0	0
<i>Elaphoglossum</i> sp.	E	1	0	0	0	0	0
<i>Phanerophlebia gastonyi</i> Yatsk.	T	3	2	0	0	0	0
<i>Phanerophlebia nobilis</i> (Schltdl. y Cham.) C. Presl	T	6	0	0	0	0	0
<i>Phanerophlebia remotispora</i> E. Fourn.	T	2	1	0	0	0	0
<i>Polystichum distans</i> E. Fourn.	T	0	0	4	0	2	3

<i>Polystichum hartwegii</i> (Klotzsch) Hieron.	T	2	0	0	0	0	1
<i>Polystichum mickelii</i> A. R. Sm.	T	0	6	0	0	0	0
Gleicheniaceae							
<i>Sticherus palmatus</i> (W. Schaffn. ex E. Fourn.) Copel.	T	0	0	2	0	1	1
Hymenophyllaceae							
<i>Polyphlebium capillaceum</i> (L.) Ebihara y Dubuisson	E	2	0	0	0	0	0
<i>Vandenboschia radicans</i> (Sw.) Copel.	E	2	5	1	0	0	0
Lycopodiaceae							
<i>Huperzia taxifolia</i> (Sw.) Trevis.	T	5	4	0	3	0	0
<i>Lycopodium clavatum</i> L.	T	0	0	0	0	0	7
<i>Lycopodium thyoides</i> Humb. y Bonpl. ex Willd.	T	0	0	0	0	0	2
Marattiaceae							
<i>Marattia laxa</i> Kunze	T	2	6	0	0	0	0
Ophioglossaceae							
<i>Botrychium decompositum</i> M. Martens y Galeotti	T	0	0	0	0	2	0
Polypodiaceae							
<i>Campyloneurum angustifolium</i> (Sw.) Fée	E	5	3	2	0	0	0
<i>Campyloneurum xalapense</i> Fée	E	7	2	0	0	0	0
<i>Pecluma sursumcurrents</i> (Copel.) M.G. Price	E	10	7	5	10	2	0
<i>Phlebodium pseudoaureum</i> (Cav.) Lellinger	E	12	11	6	10	7	3
<i>Pleopeltis crassinervata</i> (Fée) T. Moore	E	9	12	11	9	10	0
<i>Pleopeltis fallax</i> (Schltdl. y Cham.) Mickel y Beitel	E	2	0	0	6	0	0
<i>Pleopeltis polypodioides</i> (L.) E.G. Andrews y Windham	E	3	2	2	3	0	0
<i>Polypodium collinsii</i> Maxon	E	7	8	6	5	7	2
<i>Polypodium conterminans</i> Liebm.	T y E	3	4	2	2	1	0
<i>Polypodium eatonii</i> Baker	E	7	3	0	1	0	0
<i>Polypodium liebmannii</i> C. Chr.	E	0	0	5	0	0	0
<i>Polypodium plebeium</i> Schltdl. y Cham.	E	12	11	9	6	5	0
<i>Polypodium rhodoleuron</i> Kunze	E	2	3	4	0	0	0
<i>Polypodium villagranii</i> Copel.	E	1	0	0	1	0	0
Psilotaceae							
<i>Psilotum complanatum</i> Sw.	E	1	3	1	0	0	0
Pteridaceae							
<i>Hemionitis palmata</i> L.	T	0	0	0	3	0	0
<i>Mildella intramarginalis</i> (Kaulf. ex Link) Trevis.	T	0	0	5	0	0	0
<i>Pteris orizabae</i> M. Martens y Galeotti	T	11	7	4	0	0	0
<i>Pteris quadriaurita</i> Retz.	T	0	0	1	1	0	0
<i>Scoliosorus ensiformis</i> (Hook.) T. Moore	E	2	0	0	0	0	0
<i>Vittaria graminifolia</i> Kaulf.	E	3	0	0	2	0	0
Selaginellaceae							
<i>Selaginella hoffmannii</i> Hieron.	T	1	2	0	0	0	0
<i>Selaginella galeottii</i> Spring	T	9	2	0	0	0	0
<i>Selaginella martensii</i> Spring	T	5	2	2	7	5	0
<i>Selaginella</i> sp.	T	1	0	0	0	0	0
Tectariaceae							
<i>Tectaria heracleifolia</i> (Willd.) Underw.	T	2	0	0	1	0	0
Thelypteridaceae							
<i>Thelypteris linkiana</i> (C. Presl) R. M. Tryon	T	0	0	3	0	0	0
<i>Thelypteris concinna</i> (Willd.) Ching	T	0	0	0	9	0	0
<i>Thelypteris oligocarpa</i> (Humb. y Bonpl. ex Willd.) Ching	T	0	3	0	2	6	8
<i>Thelypteris pilosohispida</i> (Hook.) Alston	T	0	2	0	0	7	7
<i>Thelypteris</i> sp. 1	T	0	1	0	0	0	0
<i>Thelypteris</i> sp. 2	T	0	0	2	0	0	0