



Índice de hemerobia para la evaluación de la conservación del bosque de pino-encino en una microcuenca

Bernardo Antonio Marino Maldonado¹

Marco Antonio Alvarado Vázquez²

Ismael Cabral Cordero³

Marco Antonio Guzmán Lucio²

¹Centro de Investigación Orográfica. México.

²Departamento de Botánica, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. México.

³Departamento de Botánica, Ecología y Manejo de Biodiversidad. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. México.

*Autor por correspondencia, correo-e: bernardo.marino@gmail.com

Resumen

La conservación del suelo y la vegetación es esencial para mantener el buen funcionamiento de una cuenca hidrográfica, por la importancia fundamental que ambos componentes tienen para los procesos hidrológicos y ecológicos que en ella ocurren. El término de hemerobia representa una medida del impacto antrópico sobre la flora. Aplicado a la vegetación, el índice o grado de hemerobia corresponde a la distancia o separación entre una comunidad vegetal actual y una natural potencial, o su estado sucesional de clímax bajo la ausencia total de la

influencia antropogénica. Se evaluó el estado de conservación del bosque de pino-encino en una microcuenca hidrográfica de la Gran Sierra Plegada en el estado de Nuevo León. Mediante un estudio descriptivo y la estimación del índice de hemerobia. Este índice se obtuvo comparando la vegetación de interés con la natural potencial, a través de la evaluación de indicadores particulares, integra en un solo valor diversos aspectos de la composición, estructura, y uso de la vegetación. El índice asume que los cambios entre ambos estados de la vegetación son resultado de las actividades humanas, por lo que indica el grado de impacto antrópico sobre ella. El bosque estudiado presenta diversos grados de hemerobia. Se concluye que el estado de conservación de la vegetación en la zona de la microcuenca no es óptimo.

Palabras clave: Bosque de pino-encino, conservación, hemerobia, manejo forestal, microcuenca, vegetación.

Fecha de recepción/Reception date: 3 de junio de 2016

Fecha de aceptación/Acceptance date: 15 de agosto de 2017.

Introducción

La conservación del suelo y la vegetación es esencial para mantener el buen funcionamiento de una cuenca hidrográfica, por la importancia fundamental que ambos componentes tienen para los procesos hidrológicos y ecológicos que en ella ocurren.

El suelo es el soporte biofísico indispensable para la cubierta vegetal y el medio a través del cual el agua de lluvia se infiltra. La vegetación constituye, a su vez, un elemento que lo protege frente a los agentes de erosión hídricos y eólicos, y un factor esencial en la regulación de la escorrentía (Lindholm y Stenbeck, 1993). La

pérdida de ambos elementos tiene repercusiones sobre la totalidad del ecosistema al que pertenecen, ya que afecta la multitud de procesos, así como a los componentes abióticos y bióticos, con consecuencias tales como la pérdida de la biodiversidad y la reducción o anulación de la capacidad del ecosistema para proveer recursos y servicios ambientales: la captación de humedad y recarga de acuíferos, la regulación de condiciones meteorológicas; el secuestro de carbono; y el amortiguamiento de la contaminación atmosférica, entre muchos otros (Cantú-Ayala *et al.*, 2013).

La vegetación en la Gran Sierra Plegada, dentro del Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM) ha sido fuertemente impactada en las últimas décadas. Entre los años 1975 y 1995 la extensión de los bosques se redujo en 13.68 % (6 858 ha), y la de los matorrales submontanos en 29 % (7 457 ha); en cambio, la vegetación secundaria se incrementó en 37.86 % (7 063 ha) y los suelos desnudos aumentaron en 758 % (5 458 ha) (Murillo-Sánchez, 2002). Asimismo, se estima que en el PNCM existe una superficie de 4 237 ha con problemas de erosión y pérdida de suelo; además 56 549 ha son, particularmente, susceptibles a la erosión (Pronatura Noreste A.C., 2011). Los principales factores de disturbio presentes en el PNCM son el sobrepastoreo, los incendios y plagas forestales, la explotación no controlada de recursos forestales y el cambio de uso de suelo (Cantú-Ayala *et al.*, 2013).

Si bien, recientemente, este problema se ha atendido en más de 1 740 ha (Roalomerino *et al.*, 2013), los esfuerzos se han aplicado solo en aquellos sitios que cuentan con facilidades para el acceso vehicular. Sin embargo, hay áreas que requieren atención, pero se ubican en sitios de difícil acceso.

El término y concepto de hemerobia fue propuesto por Jalas (1955); su nombre deriva del griego *hemeros* (cultivado, domesticado) y *bios* (vida), representa una medida del impacto antrópico sobre la flora. Ulteriormente, lo desarrollaron Sukopp (1972) y Kowarik (1988) para su aplicación a nivel ecosistémico y paisajístico (Steinhardt *et al.*, 1999; Winter, 2012; Kiedrzyński *et al.*, 2014; Walz y Stein, 2014). Aplicado a la vegetación, el índice o grado de hemerobia corresponde a la

distancia o separación entre una comunidad vegetal actual y una natural potencial, o su estado sucesional de clímax bajo la ausencia total de la influencia antropogénica (Walz y Stein, 2014). Su medición se efectúa mediante la evaluación de indicadores referentes a la vegetación y al ambiente, cuya integración determina el grado de hemerobia, expresado en una escala.

En la actualidad persiste el debate sobre cuántos y cuáles indicadores deben evaluarse, lo cual se refleja en la diversa metodología seguida por los distintos autores que, hasta el momento han trabajado con el índice de hemerobia. Por ejemplo, Grabherr *et al.* (1998) utilizan 18 indicadores que incluyen el volumen de madera muerta, y consideran nueve grados posibles de hemerobia; Steinhardt *et al.* (1999) incorporan indicadores relativos a rasgos morfológicos y químicos del suelo, y solo consideran siete grados de hemerobia.

Trabajos más recientes continúan incorporando cambios; así, Stoll (2007, 2008), modificó el método empleado por Grabherr *et al.* (1998) para adecuarlo a las condiciones de la vegetación nativa de Chile y evaluar el estado de conservación de la vegetación en Quebrada Honda, Región del Maule, Chile (Stoll, 2008), además reflejo la cantidad de indicadores a ocho, con cinco grados de hemerobia.

El propósito del presente estudio se centró en la evaluación del estado de conservación de la vegetación en una microcuenca de difícil acceso, mediante la aplicación del índice de hemerobia, con el fin de obtener un diagnóstico que contribuya a orientar acciones de manejo. Se determinó, también, la presencia de condiciones o factores de riesgo para la vegetación en la microcuenca.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La microcuenca San Judas-Agua del Toro se ubica entre las coordenadas 25°34'25 N y 100°27'43 O, en el extremo norte de la Gran Sierra Plegada en la Sierra Madre Oriental, al suroeste de la ciudad de Monterrey, en el municipio Santa Catarina, Nuevo León (Figura 1). La microcuenca es de difícil acceso, ya que carece de camino para vehículo de ningún tipo y el terreno es muy escarpado.

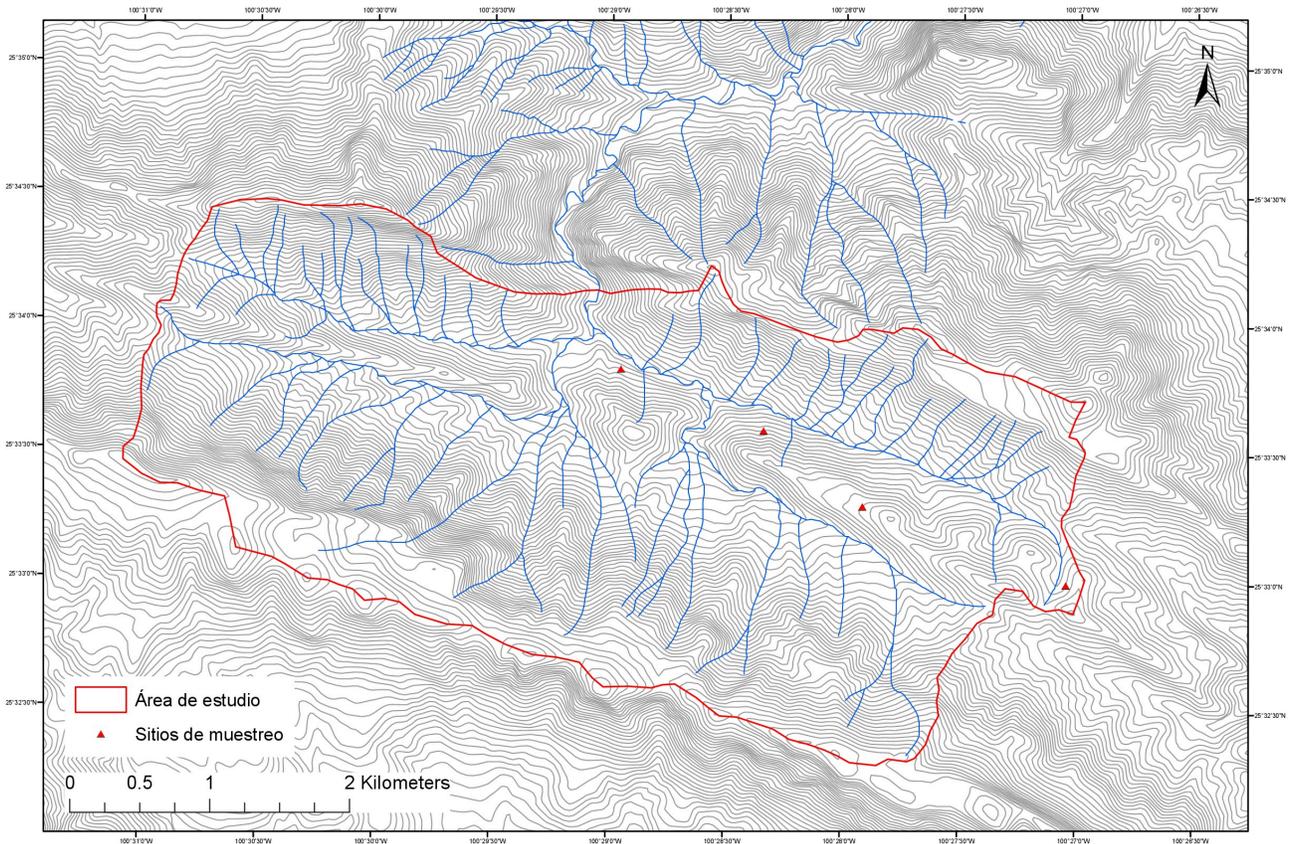
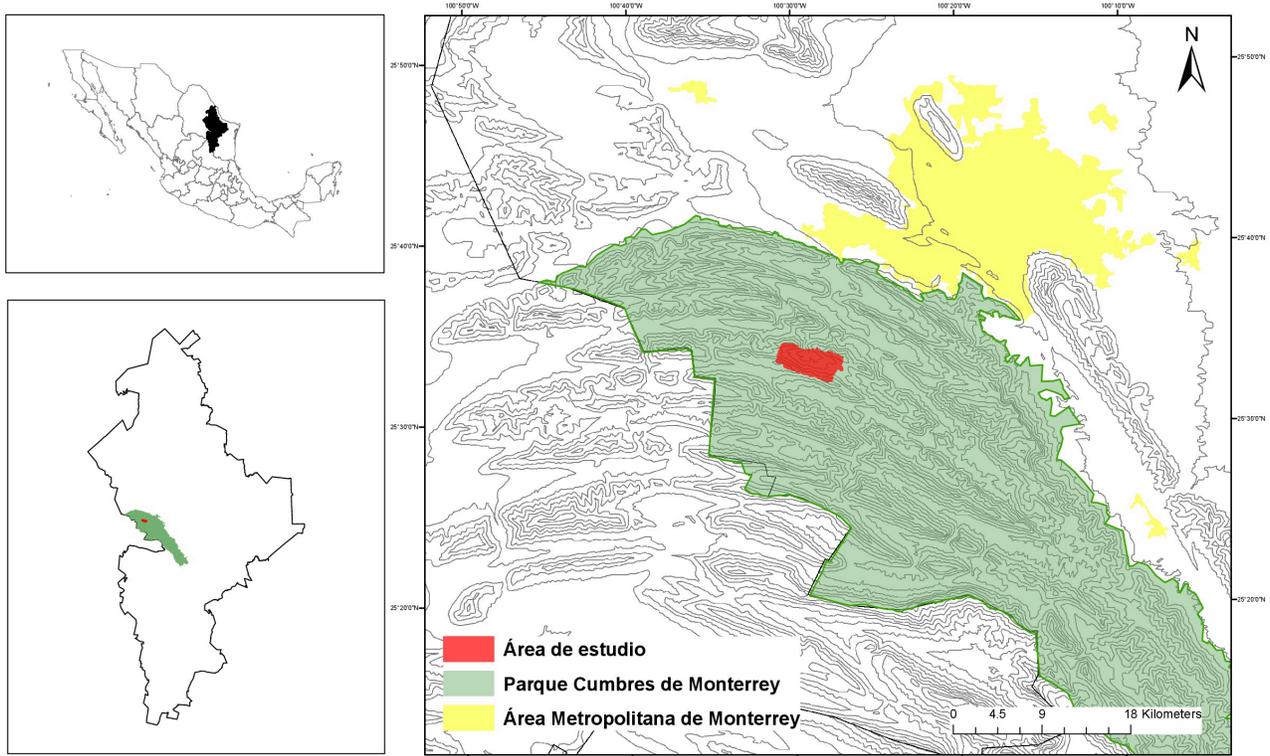


Figura 1. Área de estudio y sitios de muestreo 1, 2, 3 y 4 de izquierda a derecha.

Desde el punto de vista hidrológico, el área es una microcuenca tributaria de la subcuenca del río Santa Catarina, que forma parte de la Cuenca del río Bravo – San Juan (IAENL, 2011); cuenta con una extensión superficial de 28.2 km², a lo largo de los cuales se localizan áreas de recarga para las tres unidades hidrogeológicas del acuífero Campo Buenos Aires, principal fuente de agua subterránea para Monterrey y su área metropolitana (De León-Gómez *et al.*, 1998; Masuch-Oesterreich *et al.*, 2001; Conagua, 2009; ITESM, 2009; Conagua, 2011); se caracteriza por presentar déficit sobre su recarga media anual (Conagua, 2011).

La Gran Sierra Plegada es un sistema orográfico conformado por rocas sedimentarias de la era Mesozoica, que corresponden a formaciones geológicas de origen marino de los períodos Jurásico Superior y Cretácico (SGM, 2008); además se encuentran depósitos aluviales de origen continental de los períodos Terciario y Cuaternario de la era Cenozoica.

El acuífero Campo Buenos Aires consiste de tres unidades hidrogeológicas ubicadas en determinados conjuntos de esas formaciones geológicas: la Unidad del Cretácico, en rocas calizas de la formaciones Cupido, Aurora y Cuesta del Cura; la Unidad del Jurásico, en rocas calizas de la Formación Zuloaga; y la Unidad Aluvial, en las gravas de los depósitos aluviales (Conagua, 2009). En la microcuenca de estudio se observaron afloramientos de la Formación Cupido, y de la Formación Zuloaga, así como depósitos aluviales, por lo que funge como un área de recarga para las tres unidades del acuífero (Figura 2).



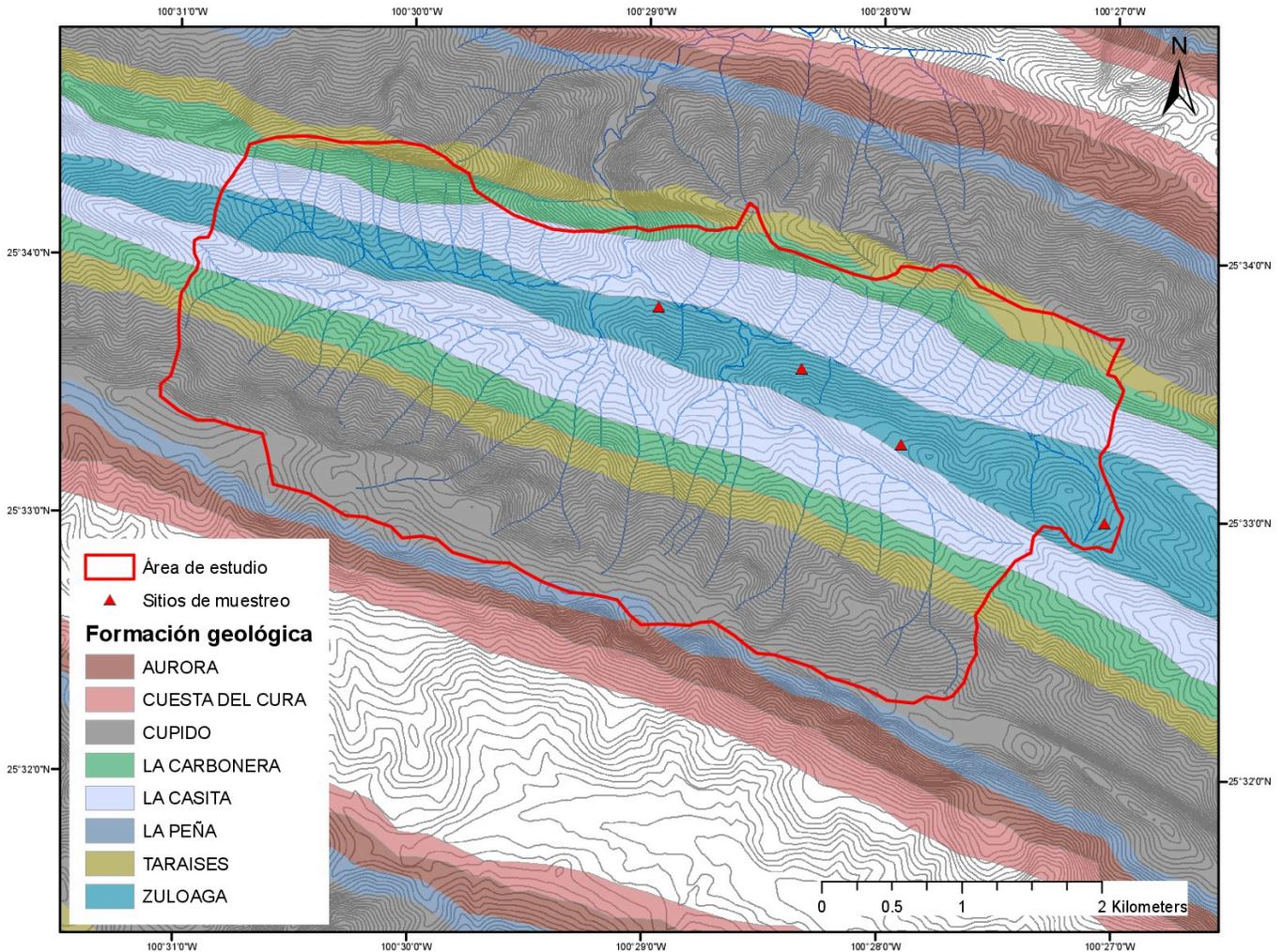


Figura 2. Formaciones geológicas en el área de estudio y sitios de muestreo.

Los climas en el área corresponden a los tipos: BS_{0hw} , seco semicálido; y BS_{1kw} , semiseco templado; una precipitación media anual que varía de 432.3 mm a 688.6 mm y una temperatura media anual de 14.0 a 20.7 °C (SMN, 2012, 2013). La vegetación predominante es el bosque de pino-encino, seguida por los matorrales submontano y xerófilo (Pronatura Noreste A.C., 2011) (Figura 3). Los suelos presentes son litosoles, regosoles, rendzinas y xerosoles (Inegi, 1986).

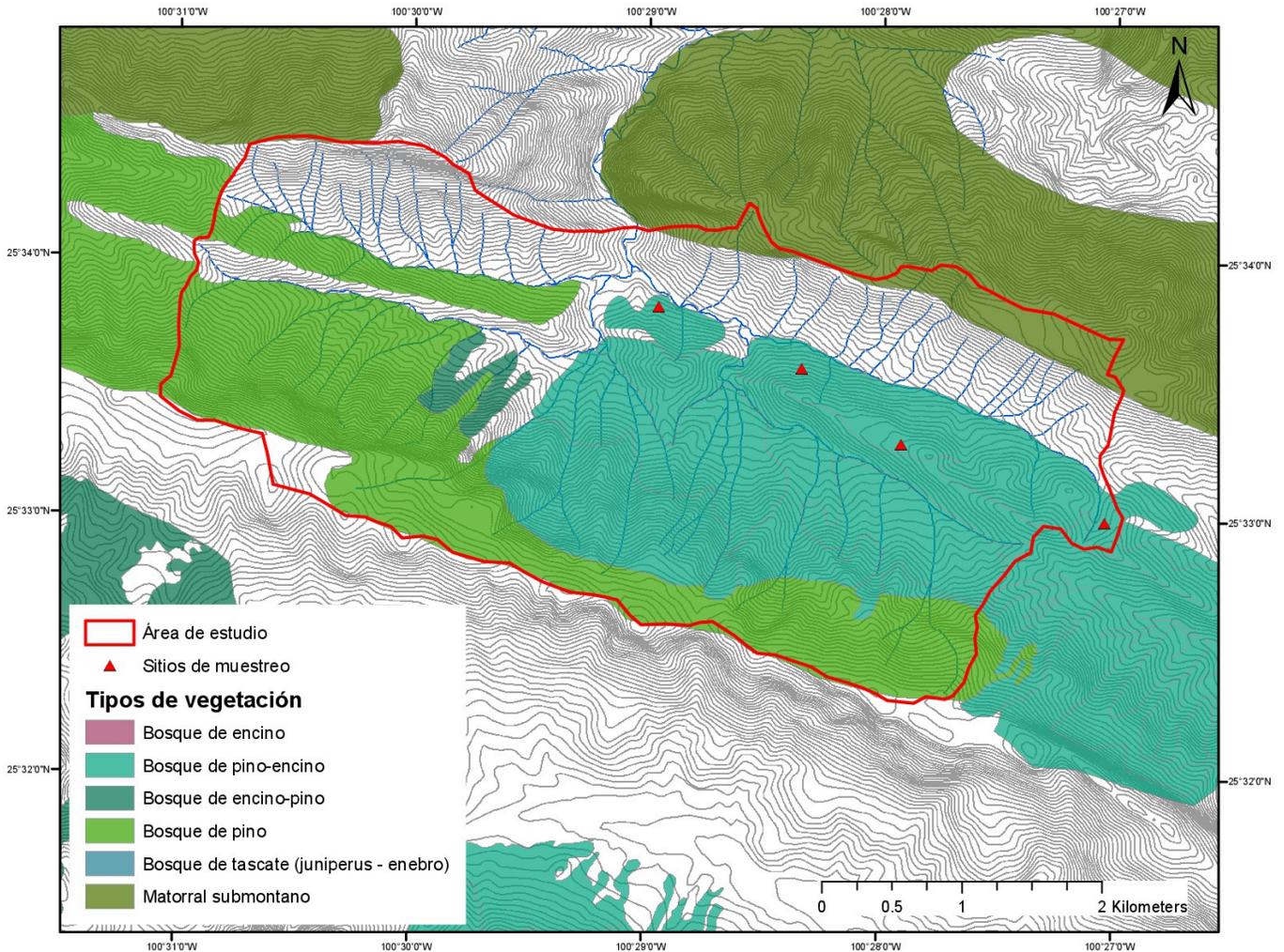


Figura 3. Tipos de vegetación en el área de estudio y sitios de muestreo.

Se eligió seguir el método de Stoll (2007) para la estimación del índice de hemerobia, por las semejanzas en topografía y tipo de vegetación (cañón de montaña y bosque templado) entre el área trabajada por Stoll y la del presente, y por ser el más simplificado, entre los métodos revisados en la literatura.

Se empleó un muestreo estratificado dirigido, en función de tres criterios: formación geológica (Formación Zuloaga), vegetación (bosque mixto de pino-encino) y altitud (1 460 m, 1 660 m, 1 860 m, y 1 960 m). Se establecieron cuatro sitios de

muestreo (figuras 1, 2, y 3) que abarcan la longitud total y cuatro altitudes distintas de la franja de bosque mixto localizado sobre la Formación Zuloaga.

Para la caracterización de la vegetación en cada sitio de muestreo se empleó una parcela rectangular de 20 m x 10 m, establecida longitudinalmente respecto a las curvas de nivel del terreno. Esta intensidad de muestreo obedeció a limitaciones en tiempo y movilidad, debido a la dificultad de acceso al área de trabajo; no obstante, se procuró elegir con cuidado sitios representativos de las variaciones fisonómicas observadas en la franja del bosque de interés. Se consideraron el estrato arbóreo en los 200 m² de área total de cada parcela, el arbustivo en dos subparcelas interiores de 25 m² ubicadas en contraesquina y el herbáceo en cinco subcuadrados interiores de 1 m². Los individuos pertenecientes al estrato arbóreo fueron aquéllos no ramificados desde la base. Se registraron los siguientes atributos: especie, altura y diámetro de copa para los árboles y arbustos, y únicamente especie y cobertura para las herbáceas. Se estimaron los valores de frecuencia, densidad, cobertura y valor de importancia para cada taxon, y con estos datos se obtuvieron los índices de diversidad y equitatividad de Shannon-Wiener, riqueza de Margalef, y dominancia de Simpson (Mostacedo y Fredericksen, 2000; Melo y Vargas, 2002).

Se estimó el índice de hemerobia para cada sitio de muestreo mediante la agregación y promedio de ocho criterios o indicadores evaluados por sitio (Stoll, 2007): composición del estrato arbóreo (1), composición de los estratos arbustivo y herbáceo (2), tipo de regeneración de especies arbóreas (3), uso de la vegetación (4), uso del entorno (5), estratificación (6), diversidad de especies del estrato arbóreo (7), diversidad de especies de los estratos arbustivo y herbáceo (8).

Las comparaciones pertinentes a los diferentes criterios, entre la vegetación evaluada y la vegetación potencial natural correspondiente, se hicieron utilizando como base las descripciones de la comunidad de bosque mixto de pino-encino citadas en estudios descriptivos llevados a cabo en la región (Rojas-Mendoza, 1965; Marroquín, 1968; Rzedowski, 1978; Baca-Venegas, 2000; Jiménez *et al.*, 2001).

Criterio 1 (composición del estrato arbóreo). Se compararon las coberturas actual y potencial de cada especie, se incluyeron la presencia o ausencia de taxa esperado potencial y la de especies neófitas.

Una tabla base de categorías de cobertura (Cuadro 1) se utilizó para establecer categorías de cobertura potencial, a partir de la información consultada (Cuadro 2). Con base en la cobertura obtenida en campo, se asignó una categoría de cobertura actual a cada taxón arbóreo registrado. Posteriormente, con una matriz (Cuadro 3), se correlacionaron las categorías obtenidas a partir de la comparación.

Cuadro 1. Categorías de cobertura para especies del estrato arbóreo.

Actual	Cobertura	Potencial	Cobertura
1a EA dominante	> 50 %	1p EA dominante	> 50 %
2a EA subdominante	26 - 50 %	2p EA subdominante	26 - 50 %
3a EA mezclado	6 - 25 %	3p EA mezclada	6 - 25 %
4a EA disperso	1 - 5 %	4p EA disperso	1 - 5 %
		5p EA neófito rara	1 - 5 %
0a EA ausente (esperada potencialmente)	0 %	6p EA neófito abundante	> 5 %

Cuadro 2. Composición potencial natural de bosque mixto de pino-encino.

Categoría	Cobertura	Especies arbóreas (EA)
1p	> 50 %	<i>Pinus spp.</i>
2p	26 - 50 %	<i>Quercus spp.</i>
3p	6 - 25 %	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth
4p	1 - 5 %	<i>Prunus serotina</i> Ehrh., <i>Chiococca pachyphylla</i> Wernham
5p	1 - 5 %	<i>Decatropis bicolor</i> (Zucc.) Radlk.
6p	> 5%	
0a	0 %	

Cuadro 3. Matriz para el cálculo del Valor de Retención (VR).

	1p	2p	3p	4p	5p	6p
1a	0	-0.5	-1	-1.5	-2	-2
2a	-0.5	0	-0.5	-1	-1.5	-2
3a	-1	-0.5	0	-0.25	-0.5	-0.5
4a	-1.5	-1	-0.25	0	-0.25	-0.25
0a	-1.5	-1	-0.5	0	0	0

Los valores de la correlación para cada categoría de cobertura se sumaron para obtener el valor del criterio 1.

$$C1 = VR_{n1} + VR_{n2} + VR_{nx} \dots$$

Donde:

$C1$ = Criterio 1

VR_n = Valor de retención de la especie "n"

Criterio 2 (composición de los estratos arbustivo y herbáceo). Se evaluó la presencia y cobertura relativa de especies indicadoras de disturbio en ambos estratos, se consideraron las neófitas, a las nativas, pero ajenas a la comunidad vegetal evaluada, y a las indicadoras de cambios en la cobertura del estrato respectivo, a partir de información disponible en la literatura. Se establecieron categorías específicas para la comparación (Cuadro 4). Se obtuvo para cada uno de los taxa pertenecientes a alguna de las categorías, un índice de cobertura con base en una matriz (Cuadro 5).

Cuadro 4. Especies indicadoras en los estratos arbustivo y herbáceo.

Neófitas	Especies indicadoras nativas ajenas a la comunidad	Especies indicadoras de cambios en el grado de cobertura
	<i>Koeberlinia spinosa</i> Zucc. <i>Leucaena greggii</i> S.Watson	<i>Gymnosperma glutinosum</i> Less. <i>Ageratina espinosarum</i> (A.Gray) R.M.King & H.Rob. <i>Litsea novoleontis</i> Bartlett
Pp1 = 1	Pp2 = 0.5	Pp3 = 0.5

Cuadro 5. Tabla de correlación para el índice de cobertura de especies indicadoras.

Grado de cobertura	Índice de cobertura
≤ 5 %	1
> 5 - 17.5%	2
> 17.5 - 37.5%	3
> 37.5 - 62.5%	4
> 62.5%	5

Posteriormente, se calculó el índice de perturbación, mediante la siguiente fórmula:

$$Ip = (\sum(Pp \times Ic)) \times \frac{\sum Cobertura\ sp.\ indicadora}{\sum Cobertura\ spp.\ arbustivas\ y\ herbáceas}$$

Donde:

Ip = Índice de perturbación

Pp = Probabilidad de perturbación

Ic = Índice de cobertura

Por último se determinó el valor del criterio correlacionando el índice de perturbación con los valores presentados en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Tabla de correlación para el índice de perturbación.

Índice de perturbación	Criterio 2
< 0.001	5
0.001 – 2.0	4
> 2.0 – 5.0	3
> 5.0 – 10.0	2
> 10.0	1

Criterio 3 (tipo de regeneración de especies arbóreas). Se estimó la cobertura relativa de regeneración de cada especie arbórea presente; para ello se contabilizaron los individuos en estadios de plántula y juvenil. Según la categorización presentada en el Cuadro 7, a cada taxon le fue asignado un factor representativo.

Cuadro 7. Tipos de regeneración y factores correspondientes.

Tipos de regeneración	Factor
EA típicas	0.5
EA nativas ajenas	0.3
EA neófitas	0.1

El valor del criterio es la sumatoria de los productos de las coberturas relativas de cada especie en regeneración y sus factores correspondientes, como se muestra en la siguiente fórmula:

$$C3 = \sum(\text{Cobertura relativa} \times \text{Factor})$$

Criterio 4 (uso de la vegetación). Se calcularon la intensidad, tipo e historia de uso de la vegetación en el área de estudio, a partir de comunicación personal con el

dueño del predio y observación directa en campo de los factores involucrados con cada tipo de uso. Por ejemplo, para evaluar la intensidad en el tipo de uso "pastoreo", se observaron la presencia y cantidad de ganado, la compactación apreciable del suelo, la apariencia de la vegetación y las especies indicadoras de disturbio por sobrepastoreo. Se establecieron los factores de correspondencia (Cuadro 8).

Cuadro 8. Aspectos del uso de la vegetación y factores correspondientes.

Intensidad	F1	Tipos de uso	F2	Historia de uso	F3
Bajo	1	Uso final forestal	3	Actual	1
		Uso preparatorio forestal	1	(≤ 10 años)	
Medio	2	Pastoreo	2	Histórico	0.5
		Agricultura	2.5	(> 10 años)	
Intenso	3	Turismo	1	Ambos	1.5
		Otros	1		

El producto de los factores es el Número de Influencia, el cual corresponde con un valor determinado del criterio (Cuadro 9).

Cuadro 9. Correspondencia para el Número de Influencia.

Número de influencia	Criterio 4
≤ 1	5
1 a 6	4
6 a 11	3
11 a 16	2
> 16	1

Criterio 5 (uso del entorno). Se determinó el tipo de uso del entorno alrededor del sitio a una distancia no mayor a 1 km, a partir de observaciones en campo. A cada tipo de uso le corresponde un valor de criterio (Cuadro 10).

Cuadro 10. Usos del entorno en el área de estudio.

Uso	Criterio
Bosque nativo adulto sin uso notable	5
Bosque semidenso o semiabierto con usos evidentes	3
Superficies con uso agrícola o forestal	1

Criterio 6 (estratificación). Se comparó la estructura observada con la estructura potencial citada en literatura para el mismo tipo de vegetación, asignándole una clase con base en los tipos de estratificación presentados en el Cuadro 11.

Cuadro 11. Clasificación de estratificación.

Clase de estratificación	Criterio
Estratificación típica	5
Estratificación modificada	4 a 2
Estratificación no correspondiente	1

Criterio 7 (riqueza de especies del estrato arbóreo). Se contrastó el número registrado de especies arbóreas, con el número mínimo y número más frecuente de taxa arbóreo en condiciones naturales, según se documenta en la bibliografía (Cuadro 12).

Cuadro 12. Intervalos de especies para comparación.

Intervalos de especies	C7 y C8
Número actual de especies < número mínimo	1
Número mínimo \leq número actual < número más frecuente	3
Número actual \geq número más frecuente	5

Criterio 8 (riqueza de especies de los estratos arbustivo y herbáceo).- Se comparó el número registrado de especies en los estratos arbustivo y herbáceo con el número mínimo y número más frecuente de especies en condiciones naturales según es reportado en literatura, con base en lo mostrado en el Cuadro 12.

Una vez obtenidos los criterios, sus valores se promediaron para estimar el índice o grado de hemerobia por sitio de muestreo. Posteriormente se calculó el promedio de los grados de los sitios muestreados, para estimar el grado de hemerobia general para el bosque de pino-encino en el área de estudio. Posteriormente, el índice se interpretó según la clasificación mostrada en el Cuadro 13.

Cuadro 13. Definición de grados de hemerobia.

Grado de hemerobia	Definición	Valor
α -Euhemeróbico	Sin presencia del componente natural (influencia muy fuerte unilateral)	1
β -Euhemeróbico	Distante a lo natural (fuerte influencia continua en el tiempo)	2
Mesohemeróbico	Seminatural (influencia cultural evidente y periódica)	3
Oligohemeróbico	Casi natural (baja influencia, vegetación natural claramente reconocible)	4
Ahemeróbico	Natural (ninguna/insignificante influencia cultural)	5

Las condiciones y factores de riesgo para la vegetación en la cuenca se determinaron mediante observación en campo y por comunicación directa con el dueño del predio, a quien se solicitó información acerca de las actividades actuales y pasadas llevadas a cabo en el mismo y su grado de intensidad.

Resultados

Caracterización de la vegetación

Se registraron en total 36 especies, correspondientes a 34 géneros y 23 familias (cuadros 14 y 15). El estrato arbóreo de la vegetación está dominado por *Quercus canbyi* Trel. (índice de valor de importancia de 92.51), *Pinus arizonica* Engelm. (64.17) y *Quercus laeta* Liebm. (55.98); y el estrato arbustivo por *Rhus virens* Lindh. ex A.Gray (51.73), *Leucaena greggii* S.Watson (48.50), y *Decatropis bicolor* (Zucc.) Radlk. (46.53). En el herbáceo tienen dominancia importante *Gymnosperma glutinosum* Less. y *Ageratina espinosarum* (A.Gray) R.M.King & H.Rob. (cuadros 16, 17 y 18).

Cuadro 14. Especies registradas en el área de estudio.

Familia	Especie
Acanthaceae	<i>Ruellia</i> sp.
Agavaceae	<i>Agave montana</i> Villarreal
Amaranthaceae	<i>Chenopodium</i> sp.
Anacardiaceae	<i>Rhus virens</i> Lindh. ex A.Gray
	<i>Rhus integrifolia</i> Benth. & Hook. f. ex S. Watson
Apocynaceae	<i>Cynanchum maccartii</i> Shinnery
Asteraceae	<i>Ageratina espinosarum</i> (A.Gray) R.M.King & H.Rob.
	<i>Dyssodia pinnata</i> (Cav.) B.L. Rob.

	<i>Gymnosperma glutinosum</i> Less.
	<i>Parthenium</i> sp.
Berberidaceae	<i>Berberis trifoliolata</i> Moric.
Cactaceae	<i>Opuntia</i> sp.
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth
	<i>Comarostaphylis polifolia</i> (Kunth) Zucc. ex Klotzsch
Euphorbiaceae	<i>Croton incanus</i> Kunth.
Fabaceae	<i>Leucaena greggii</i> S. Watson
	<i>Senna lindheimeriana</i> (Scheele) H.S.Irwin & Barneby
Fagaceae	<i>Quercus canbyi</i> Trel.
	<i>Quercus laeta</i> Liebm.
Koeberliniaceae	<i>Koeberlinia spinosa</i> Zucc.
Lauraceae	<i>Litsea novoleontis</i> Bartlett
Liliaceae	<i>Dasyilirion texanum</i> Scheele
Orobanchaceae	<i>Castilleja lanata</i> A. Gray
Pinaceae	<i>Pinus arizonica</i> Engelm.
Poaceae	<i>Aristida</i> sp.
	<i>Bouteloua gracilis</i> (Wild. ex Kunth) Lag. ex Griffiths
	<i>Muhlenbergia</i> sp.
Pteridaceae	<i>Astrolepis integerrima</i> (Hook) D.M. Benham & Windham
	<i>Cheilanthes</i> sp.
	<i>Notholaena</i> sp.
Rosaceae	<i>Cercocarpus mojadensis</i> CK Schneid.
	<i>Lindleya mespiloides</i> Kunth
	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.
Rubiaceae	<i>Chiococca pachyphylla</i> Wernham
Rutaceae	<i>Decatropis bicolor</i> (Zucc.) Radlk.
Selaginellaceae	<i>Selaginella lepidophylla</i> (Hook. & Grev.) Spring

Cuadro 15. Listado de especies por estrato de crecimiento en el área de estudio.

Estrato	Familia	Especie
Arbóreo	Fabaceae	<i>Leucaena greggii</i> S.Watson
	Fagaceae	<i>Quercus canbyi</i> Trel.
		<i>Quercus laeta</i> Liebm.
	Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth
	Pinaceae	<i>Pinus arizonica</i> Engelm.
	Rosaceae	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.
Rubiaceae	<i>Chiococca pachyphylla</i> Wernham	
Arbustivo	Anacardiaceae	<i>Rhus integrifolia</i> Benth. & Hook. f. ex S. Watson
		<i>Rhus virens</i> Lindh. ex A.Gray
	Agavaceae	<i>Agave montana</i> Villareal
	Berberidaceae	<i>Berberis trifoliolata</i> Moric.
	Cactaceae	<i>Opuntia</i> sp.
	Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth
		<i>Comarostaphylis polyfolia</i> (Kunth) Zucc. ex Klotzsch
	Fabaceae	<i>Leucaena greggii</i> S.Watson
	Koeberliniaceae	<i>Koeberlinia spinosa</i> Zucc.
	Lauraceae	<i>Litsea novoleontis</i> Bartlett
	Liliaceae	<i>Dasyilirion texanum</i> Scheele
Rosaceae	<i>Lindleya mespiloides</i> Kunth	
Rutaceae	<i>Decatropis bicolor</i> (Zucc.) Radlk.	
Herbáceo	Acanthaceae	<i>Ruellia</i> sp.
	Amaranthaceae	<i>Chenopodium</i> sp.
	Apocynaceae	<i>Cynanchum maccartii</i> Shinnars
		<i>Ageratina espinosarum</i> (A.Gray) R.M.King & H.Rob.
		<i>Dyssodia pinnata</i> (Cav.) B.L. Rob.
	Asteraceae	<i>Gymnosperma glutinosum</i> Less.
		<i>Parthenium</i> sp.
		<i>Croton incanus</i> Kunth
	Euphorbiaceae	<i>Croton incanus</i> Kunth
	Fabaceae	<i>Senna lindheimeriana</i> (Scheele) H.S.Irwin & Barneby
Orobanchaceae	<i>Castilleja lanata</i> A. Gray	
Poaceae	<i>Aristida</i> sp.	

	<i>Bouteloua gracilis</i> (Wild. ex Kunth) Lag. ex Griffiths
	<i>Muhlenbergia</i> sp.
Pteridaceae	<i>Astrolepis integerrima</i> (Hook.) D.M. Benham & Windham
	<i>Cheilanthes</i> sp.
	<i>Notholaena</i> sp.
Selaginellaceae	<i>Selaginella lepidophylla</i> (Hook. & Grev.) Spring

Cuadro 16. Valores de importancia y de diversidad para las especies del estrato arbóreo en el área de estudio.

Especie	Abundancia absoluta	Frecuencia relativa	Densidad relativa	Dominancia relativa	I.V.I.
<i>Quercus canbyi</i> Trel.	41	23.08	42.71	26.72	92.51
<i>Pinus arizonica</i> Engelm.	21	23.08	21.88	19.22	64.17
<i>Quercus laeta</i> Liebm.	15	15.38	15.63	24.97	55.98
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	5	15.38	5.21	12.72	33.31
<i>Chiococca pachyphylla</i> Wernham	3	7.69	3.13	2.87	13.68
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	2	7.69	2.08	3.44	13.22
<i>Leucaena greggii</i> S.Watson	8	7.69	8.33	10.06	26.08
S = 7	N = 95				
Riqueza (Índice de Margalef)				1.3	
Diversidad (Índice de Shannon-Wiener)				1.5	
Dominancia (Índice de Simpson)				0.2	
Equitatividad				0.8	

Cuadro 17. Valores de importancia y de diversidad para las especies del estrato arbustivo en el área de estudio.

Especie	Abundancia absoluta	Frecuencia relativa	Densidad relativa	Dominancia relativa	I.V.I.
<i>Leucaena greggii</i> S.Watson	88	10.34	27.50	10.65	48.50
<i>Decatropis bicolor</i> (Zucc.) Radlk.	94	10.34	29.38	6.81	46.53
<i>Rhus virens</i> Lindh. ex A.Gray	37	13.79	11.56	26.37	51.73
<i>Rhus integrifolia</i> Benth. & Hook. f. ex S. Watson	3	3.45	0.94	6.93	11.31
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	1	3.45	0.31	0.42	4.19
<i>Berberis trifoliolata</i> Moric.	22	13.79	6.88	13.02	33.69

<i>Cercocarpus mojadensis</i> CK Schneid.	9	6.90	2.81	6.33	16.04
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	2	3.45	0.63	0.46	4.54
<i>Koeberlinia spinosa</i> Zucc.	16	3.45	5.00	9.11	17.56
<i>Comarostaphylis polyfolia</i> (Kunth) Zucc. ex Klotzsch	12	6.90	3.75	11.17	21.82
<i>Litsea novoleontis</i> Bartlett	26	10.34	8.13	6.25	24.72
<i>Lindleya mespiloides</i> Kunth	3	3.45	0.94	0.49	4.88
<i>Dasyllirion texanum</i> Scheele	1	3.45	0.31	0.05	3.81
<i>Agave montana</i> Villareal	4	3.45	1.25	1.19	5.89
<i>Opuntia</i> sp.	3	3.45	0.94	0.72	5.11
S = 15		N = 169			
Riqueza (Índice de Margalef)				2.4	
Diversidad (Índice de Shannon-Wiener)				1.9	
Dominancia (Índice de Simpson)				0.1	
Equitatividad				0.7	

Cuadro 18. Valores de diversidad para las especies del estrato herbáceo en el área de estudio.

Especie	Abundancia absoluta	Frecuencia relativa	Densidad relativa
<i>Selaginella lepidophylla</i> (Hook. & Grev.) Spring	851	6.06	80.21
<i>Gymnosperma glutinosum</i> Less.	28	12.12	2.64
<i>Ageratina espinosarum</i> (A.Gray) R.M.King & H.Rob.	23	3.03	2.17
<i>Muhlenbergia</i> sp.	70	12.12	6.60
<i>Bouteloua gracilis</i> (Wild. ex Kunth) Lag. ex Griffiths	6	3.03	0.57
<i>Aristida</i> sp.	8	6.06	0.75
<i>Cheilanthes</i> sp.	19	6.06	1.79
<i>Astrolepis integerrima</i> (Hook.) D.M. Benham & Windham	5	3.03	0.47
<i>Notholaena</i> sp.	1	3.03	0.09
<i>Senna lindheimeriana</i> (Scheele) H.S.Irwin & Barneby	1	3.03	0.09
<i>Croton incanus</i> Kunth	3	6.06	0.28
<i>Castilleja lanata</i> A. Gray	1	3.03	0.09
<i>Dyssodia pinnata</i> (Cav.) B.L. Rob.	12	6.06	1.13
<i>Parthenium</i> sp.	22	6.06	2.07
<i>Ruellia</i> sp.	7	6.06	0.66
<i>Chenopodium</i> sp.	2	3.03	0.19

<i>Cynanchum maccartii</i> Shinnery	2	3.03	0.19
S = 17	N = 1061		
Riqueza (Índice de Margalef)			2.4
Diversidad (Índice de Shannon-Wiener)			0.9
Dominancia (Índice de Simpson)			0.1
Equitatividad			0.3

Los índices ecológicos estimados por estrato para cada sitio de muestreo se muestran en las figuras 4, 5 y 6.

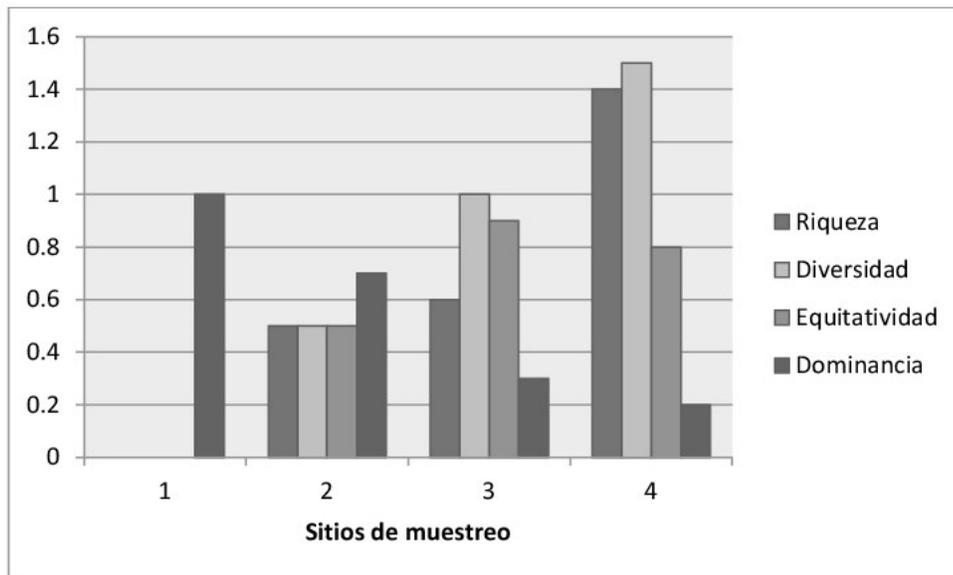


Figura 4. Índices ecológicos del estrato arbóreo por sitio de muestreo.

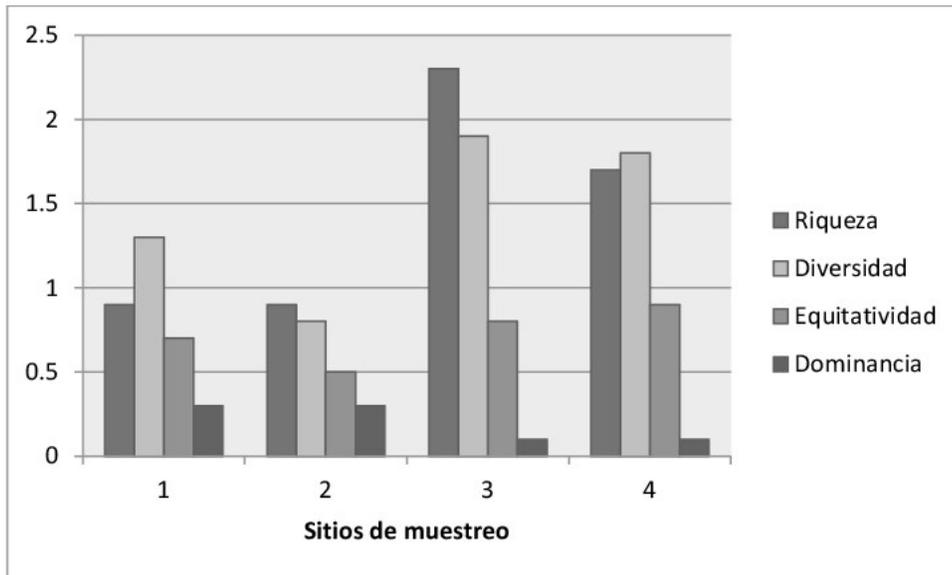


Figura 5. Índices ecológicos del estrato arbustivo por sitio de muestreo.

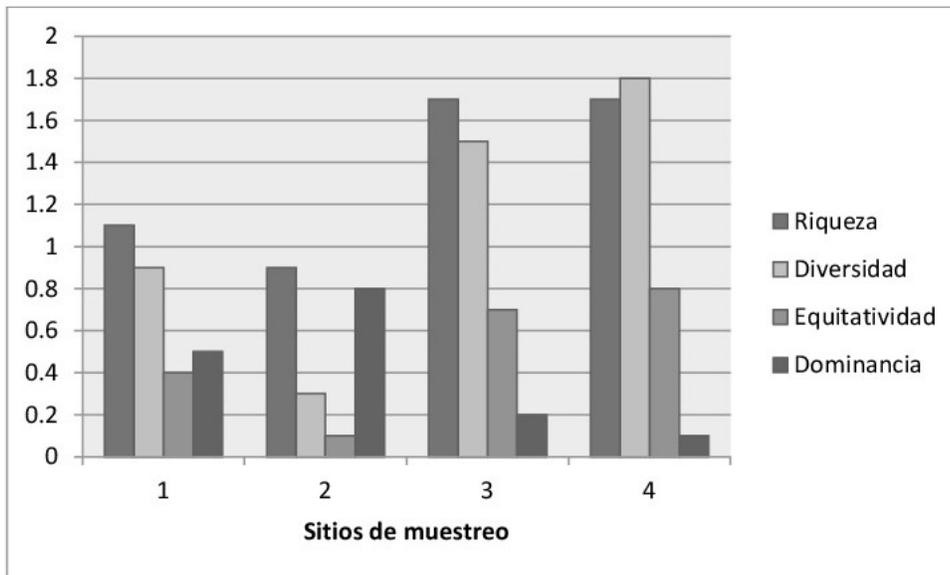


Figura 6. Índices ecológicos del estrato herbáceo por sitio de muestreo.

Estado de conservación de la vegetación

Los criterios y grado de hemerobia estimados por sitio de muestreo se presentan en la Figura 7.

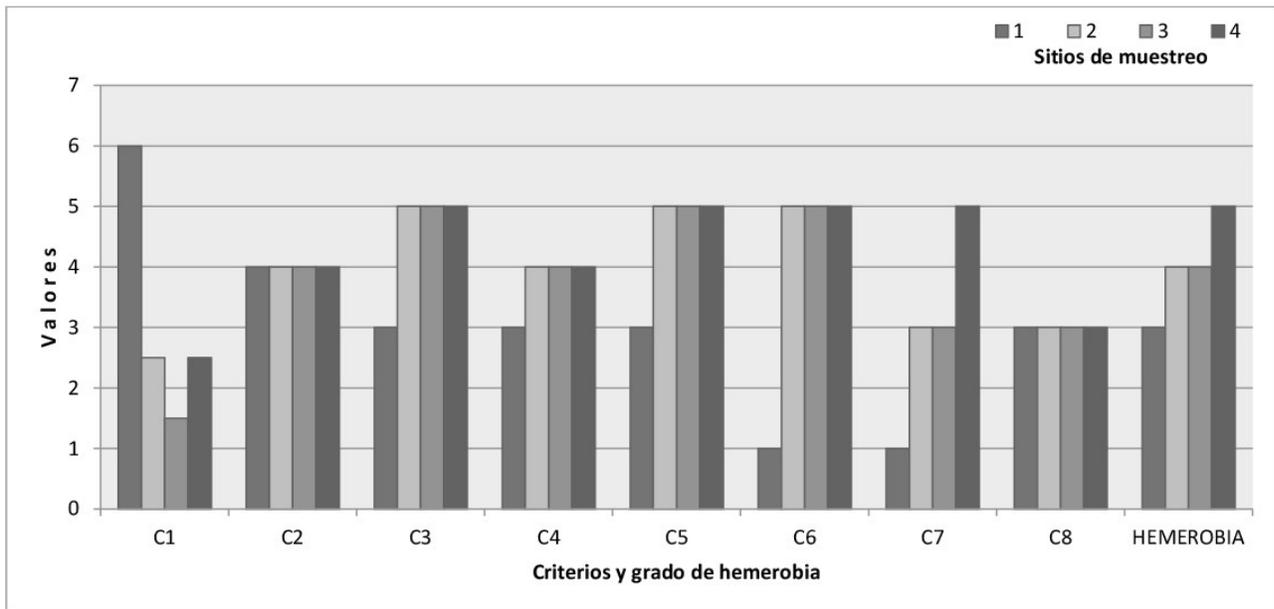


Figura 7. Valores de criterios y grados de hemerobia por sitio de muestreo.

Mediante el promedio de los grados de hemerobia de todos los sitios de muestreo, se obtuvo un grado de hemerobia general de 4. Esto indica que la vegetación corresponde a un sitio oligohemeróbico o casi natural, en el que existe una baja influencia antrópica y una vegetación natural claramente reconocible.

Condiciones de riesgo para la vegetación

Se observaron tres condiciones o factores de riesgo: en el área de estudio: 1) la presencia de ganado vacuno; el cual existe en la microcuenca desde hace varias décadas: ganado vacuno y caprino. Actualmente se maneja solo el primero (Figura 8); 2) la existencia de zonas con pérdida

parcial o total de la cubierta vegetal, erosión hídrica y cárcavas (Figura 9); se midió en más de 45 ha la superficie de estas zonas, distribuidas en una extensión de 4 km, a lo largo de los cuales se apreció un gradiente en la intensidad de pérdida de cobertura vegetal; 3) la presencia de manchones de arbolado del género *Pinus* spp. con síntomas de probable infestación por insectos descortezadores, *Dendroctonus* spp. (Figura 10).



Figura 8. Presencia de ganado vacuno en el área de estudio.

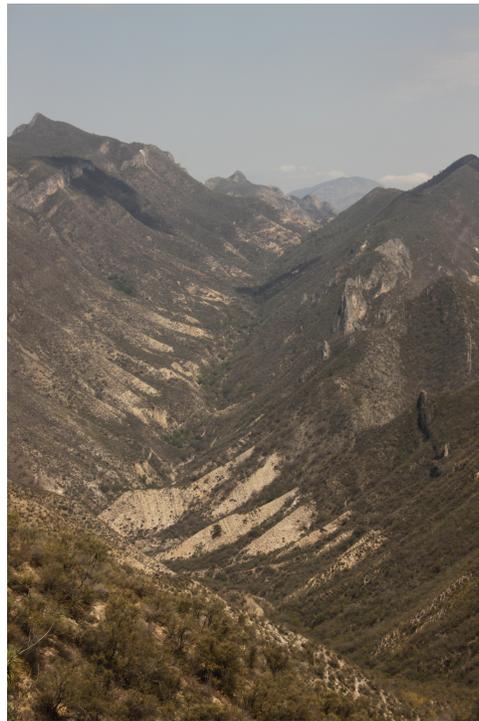


Figura 9. Panorámica de áreas con pérdida de cobertura vegetal.

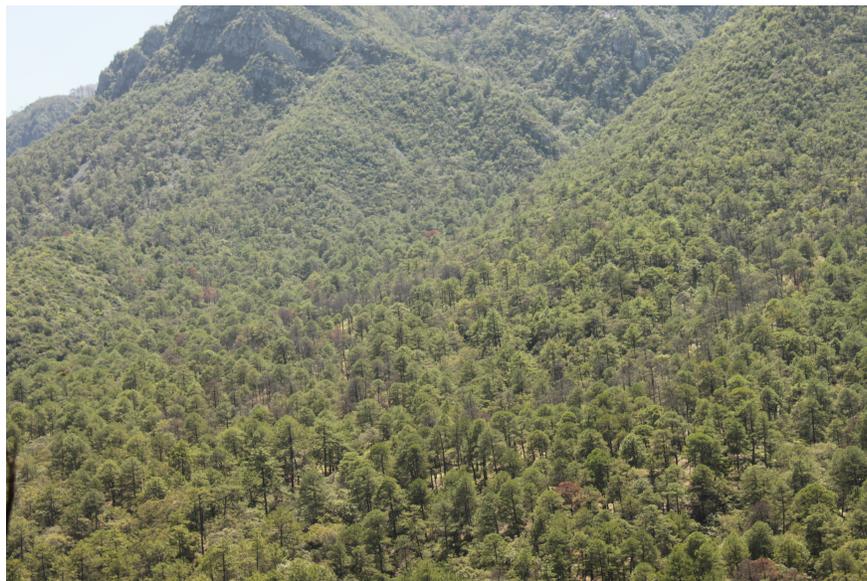


Figura 10. Manchón de arbolado de *Pinus* spp. con síntomas de infestación por *Dendroctonus* spp.

Discusión

A pesar de que el grado de hemerobia general estimado indica que su vegetación presenta bajo impacto antrópico, hubo variación entre los índices estimados para los sitios de muestreo. El grado de hemerobia se incrementa del sitio #1 al sitio #4, que denota un impacto antrópico sobre la vegetación que disminuye del sitio #1 al #4 (Figura 7). Esta variación parece estar en concordancia con el gradiente geográfico en intensidad de pérdida de cobertura vegetal antes mencionado.

A su vez, tal gradiente parece guardar relación con la presencia de un núcleo de actividad pecuaria histórica y actual dentro de la microcuenca; con respecto a dicho núcleo, el sitio #1 es el más cercano (a menos de 1 km de un potrero abandonado) y el sitio #4 el más lejano; se considera que esta puede ser una posible explicación a los valores crecientes de hemerobia, a medida que aumenta la distancia a partir del núcleo en cuestión.

Lo anterior, se refleja en la correspondencia entre los valores de hemerobia y los de diversidad estimados para los diferentes estratos de crecimiento en cada sitio de muestreo; de tal manera que del sitio # 1 al sitio # 4, la riqueza, diversidad y equitatividad, en general, aumentan, mientras que el valor de dominancia disminuye (figuras 4, 5 y 6).

Las especies indicadoras de disturbio como *Gymnosperma glutinosum* y *Leucaena greggii* (González-Elizondo, 1996; Estrada-Castillón *et al.*, 2013) se localizaron en todos los sitios, con mayor abundancia en el sitio # 1, la primera es dominante en el estrato herbáceo y la segunda en el arbustivo-arbóreo.

Cabe mencionar la identificación de *Koeberlinia spinosa*, la cual no es característica del bosque de pino-encino, sino más bien de los matorrales espinosos tamaulipecos que se encuentran en sitios sujetos a condiciones climáticas semiáridas. Su presencia se consideró como indicadora de disturbio.

Por otro lado, las zonas con pérdida de cobertura vegetal es posible que estén retroalimentando positivamente el impacto antropogénico, ya que influyen al influenciar al resto de la vegetación por medio del efecto de borde, dichas áreas se

caracterizan por cambios tanto en las características abióticas (humedad del aire, contenido de humedad y temperatura del suelo, grado de insolación, focos de erosión, etcétera), como en las bióticas, tales como la propiciada presencia de especies neófitas, así como una disminución del banco de semillas (Peña-Becerril *et al.*, 2005; Santos y Tellería, 2006). Nuevamente, el sitio # 1 es el que mayor cercanía tiene a las zonas en proceso de desertificación más notorio.

Se corroboró, mediante comunicación personal con el dueño del área de estudio que hubo en décadas recientes ganado vacuno y caprino en grandes cantidades, actualmente solo existe el primero. Las zonas con pérdida de cobertura vegetal presentan características típicas de zonas impactadas por el pisoteo de ganado; ambos hechos y los antes señalados permiten plantear la hipótesis de que las actividades de pastoreo no controlado han sido y siguen siendo la causa principal del impacto antrópico estimado para la vegetación en el área de estudio.

Si bien los autores consideran útil la aproximación aquí presentada al índice de hemerobia, se sugiere precaución al considerar la efectividad del método empleado para su estimación. Por un lado y como inicialmente se mencionó, existe desacuerdo entre distintos autores sobre qué indicadores deben evaluarse para su estimación; por otra parte, e independientemente de este hecho, al basarse la estimación en una comparación entre la vegetación estudiada y su contraparte natural potencial libre de impacto como punto de referencia, se requiere de la disponibilidad de estudios descriptivos de ésta última, lo cual es difícil o imposible de cumplirse en muchos casos, debido a la reducida extensión de vegetación primaria presente en México; por ende, es necesario utilizar como referencia condiciones naturales potenciales que son supuestas y no del todo comprobables.

Además, si bien se considera que el resultado del presente trabajo es pertinente en un sentido ilustrativo, respecto a la aplicación del índice de hemerobia, se reconocen las limitaciones intrínsecas del mismo, debidas al reducido esfuerzo de muestreo realizado en función a las dificultades de acceso y movilidad en el área de trabajo.

Se espera que a medida que el índice de hemerobia tenga mayor difusión entre la comunidad científica mexicana y sea aplicado por más investigadores, se propicie evaluar, proponer y perfeccionar su uso con el objetivo de que su aplicación contribuya a la obtención de información esencial para la implementación de medidas de manejo y conservación de la vegetación de México.

Conclusiones

El estado de conservación del bosque de pino-encino en la microcuenca estudiada no es óptimo, como lo indica el valor de hemerobia y los atributos comunitarios estimados. Siempre y cuando el valor de hemerobia señala el grado de impacto antrópico sobre la vegetación, y si se toma en cuenta la historia de uso en la microcuenca estudiada, se consideran que una posible causa de la alteración observada es el pastoreo no controlado.

Se sugiere por lo tanto, la conveniencia de caracterizar la actividad ganadera en la microcuenca, a partir de la cantidad de unidades animales presentes y el coeficiente de agostadero de la vegetación, así como realizar un estudio completo, con un esfuerzo de muestreo de intensidad adecuada, de la vegetación en el resto de la microcuenca, con el objetivo de desarrollar un plan de manejo pertinente a las condiciones actuales de la misma. Es necesario, de igual manera, atender la alteración presente en el área mediante una evaluación completa de las zonas que presentan pérdida de vegetación y suelo, con la finalidad de elaborar y aplicar un plan de manejo en la zona. Por último, se sugiere confirmar la presencia de plaga por insecto descortezador en las zonas en que se observaron indicios de su presencia, para en caso afirmativo proceder, sin mayor dilación al manejo de la plaga.

Agradecimientos

El autor principal agradece a sus colegas científicos y compañeros montañistas por el apoyo brindado para el trabajo de campo: especialmente a Conrado González y a Ugo Silva, así como a Enrique Neri y a Dayana Pruneda. Un agradecimiento muy particular y de profundo respeto y cariño, aunque no lo pueda leer, a Capita, perra de montaña que siempre, incondicional y fielmente, fue compañera incansable en cada travesía, a través de cañones, cañadas, bosques, matorrales, puertos y cimas. Siempre estará en nuestros recuerdos.

Conflicto de interés

Los autores declaran no tener conflicto de interés alguno.

Contribuciones por autor

Bernardo Antonio Marino Maldonado: responsable del proyecto, trabajo de campo, procesamiento de datos, análisis de resultados y elaboración del manuscrito; Marco Antonio Alvarado Vázquez: apoyo en el desarrollo de la metodología, el análisis de resultados, y la revisión y corrección del manuscrito; Ismael Cabral Cordero: apoyo en el desarrollo de la metodología; Marco Antonio Guzmán Lucio: apoyo en la interpretación de resultados.

Referencias

Baca-Venegas J. 2000. Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino-encino. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N.L., México. 117 p.

Cantú-Ayala C., M. Rovalo-Merino, J. Marmolejo, S. Ortiz-Hernández, F. Serriñá-Garza (eds.). 2013. Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Monterrey, N.L., México. 414 p.

Comisión nacional del Agua (Conagua). 2009. Actualización de la Disponibilidad Media Anual de Agua Subterránea. Acuífero (1907) Campo Buenos Aires. Estado de Nuevo León. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Gerencia de Aguas Subterráneas. Subgerencia de Evaluación y Ordenamiento de Acuíferos. Diario Oficial de la Federación. 28 de agosto de 2009. México, D.F., México. 18 p.

Comisión nacional del Agua (Conagua). 2011. Determinación de la Disponibilidad Media Anual de Agua Subterránea del Acuífero Campo Buenos Aires, Clave 1907. Diario Oficial de la Federación. 8 de julio de 2011. México, D.F., México. 30 p.

De León-Gómez, H., D. Masuch-Oesterreich, F. Medina-Barrera y F. Hellweg. 1998. Investigaciones hidrogeológicas en el Cañón de la Huasteca como contribución al abastecimiento de agua potable de Monterrey, Nuevo León, NE-México. *Geogaceta* 23: 87-90.

Estrada-Castillón, E., J. Villarreal-Quintanilla, M. M. Salinas-Rodríguez, H. Rodríguez-González, J. Jiménez-Pérez and M. A. García-Aranda. 2013. Flora and Phytogeography of Cumbres de Monterrey National Park, Nuevo Leon, Mexico. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas* 7 (2): 771-801.

González-Elizondo, M. 1996. Análisis de la vegetación secundaria de Linares N.L., México. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N.L., México. 98 p.

Grabherr, G., G. Koch, H. Kirchmeir and K. Reiter. 1998. Hemeroby of Austrian Forest. http://131.130.59.133/projekte/hemerobie/hem_forest.htm Fecha de consulta (13 de marzo de 2013).

Instituto del Agua del Estado de Nuevo León (IAENL). 2011. Diagnóstico sobre la Gestión y el Uso del Agua en el Sector Agropecuario de Nuevo León. Instituto del Agua del Estado de Nuevo León. Apodaca, N.L., México. 287 p.

- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (Inegi). 1986. Síntesis Geográfica de Nuevo León. Inegi. México, D.F., México. 170 p.
- Instituto Tecnológico de Estudios Superiores Monterrey (ITESM). 2009. Diagnóstico Integral de la Cuenca del Río San Juan. Centro del Agua para América Latina y el Caribe. Monterrey, NL., México. 309 p.
- Jalas, J. 1955. Hemerobe und hemechore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. Acta Fauna Flora Fennica 72(11): 1-15.
- Jiménez, J., O. Aguirre y H. Kramer. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 10(2): 355-366.
- Kiedrzyński, M., E. Kiedrzyńska, P. Witosłowski, M. Urbaniak and J. Kurowski. 2014. Historical land use, actual vegetation, and the hemeroby levels in ecological evaluation of an urban river valley in perspective of its rehabilitation plan. Polish Journal of Environmental Studies 23 (1): 109-117.
- Lindholm, P. and I. Stenbeck. 1993. Rainfall, soil loss and the effect of vegetation cover; results of measurements in a tree plantation area in West Pokot District of Kenya. International Rural Development Center, University of Agricultural Sciences. Working Paper Num. 244. Uppsala, Suecia. 25 p.
- Marroquín, J. 1968. Datos botánicos de los cañones orientales de la Sierra de Anáhuac, al sur de Monterrey, N.L., México. Cuadernos del Instituto de Investigaciones Científicas. Instituto de Investigaciones Científicas. Universidad de Nuevo León. Núm. 14. San Nicolás de los Garza, N.L., México. 79 p.
- Masuch-Oesterreich, D., J. Medina-Alemán y J. Martínez-de la Cerda. 2001. Manejo de agua subterránea para la ciudad de Monterrey, NE-México: el acuífero Buenos Aires en el Cañón La Huasteca. Boletín Informativo de la Unión Geofísica Mexicana 21(3): 187.
- Melo C., O. A. y R. Vargas R. 2002. Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos. Universidad del Tolima, CRQ, Carder, Corpocaldas, Cortolima. Ibagué, Colombia. 235 p.

Mostacedo, B. y T. Fredericksen. 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOS). Santa Cruz, Bolivia. 92 p.

Murillo-Sánchez, M. 2002. Estudio del efecto del cambio de uso de suelo en el escurrimiento en la subcuenca 24 Bf "Monterrey", aplicando un sistema de información geográfica. Tesis de maestría. División de Ingeniería y Arquitectura. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Monterrey, N.L., México. 119 p.

Peña-Becerril, J., A. Monroy-Ata, F. Álvarez-Sánchez y M. Orozco-Almanza. 2005. Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas* 8(2): 91-98.

Pronatura Noreste, A.C. 2011. Identificación de áreas críticas para la provisión de servicios ambientales hidrológicos en seis APROMSAs de interés. Monterrey, N.L. 178 p.

Rojas-Mendoza, P. 1965. Generalidades sobre la vegetación del estado de Nuevo León y datos acerca de su flora. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 227 p.

Rovalo-Merino, M., J. Pérez-Cantú, S. Valenzuela-Pérez y M. De la Maza-Benignos. 2013. Restauración Ecológica. *In*: Cantú A., C., M. Rovalo M., J. Marmolejo M., S. Ortiz H. y F. Serriñá G. (eds.). Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Nicolás de los Garza, N.L., México. pp. 371-383.

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa. México, D.F., México. 504 p.

Santos, T. y J. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15(2): 3-12.

Servicio Geológico Mexicano (SGM). 2008. Carta Geológico-Minera Monterrey G14-7 Nuevo León y Coahuila. Servicio Geológico Mexicano. Pachuca, Hgo. 1:250 000. s/p.

Servicio Meteorológico Nacional (SMN). 2012. Normales Climatológicas. Período 1981-2010. Estación Agua Blanca, Nuevo León. Servicio Meteorológico Nacional, Conagua.

México, D.F. <http://smn.cna.gob.mx/climatologia/Normales8110/NORMAL19002.TXT> (26 de septiembre de 2013).

Servicio Meteorológico Nacional (SMN). 2013. Normales Climatológicas. Período 1981-2010. Estación Las Comitas, Nuevo León. Servicio Meteorológico Nacional. Conagua. México, D.F. <http://smn.cna.gob.mx/climatologia/Normales8110/NORMAL19038.TXT> (26 de septiembre de 2013).

Steinhardt, U., F. Herzog, A. Lausch, E. Müller and S. Lehmann. 1999. Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. *In*: Pykh, Y. A., D. E. Hyatt and R. J. Lenz (eds). Environmental Indices – System Analysis Approach. EOLSS Publishers. Oxford, UK. pp. 237-254.

Stoll, A. 2007. Hemerobia: una medida para evaluar el estado de conservación de comunidades vegetales nativas. *Chloris Chilensis* Revista chilena de flora y vegetación. <http://www.chlorischile.cl/hemerobia/hemerobia.htm> (13 de marzo de 2013).

Stoll, A. 2008. Hemerobia, un ejemplo de cálculo: el estado de conservación del bosque de pitao y coigue (*Pitavio-Nothofagetum*) en Quebrada Honda, Región del Maule (VII), Chile. *Chloris Chilensis*. Revista chilena de flora y vegetación. <http://www.chlorischile.cl/hemerobia%202%20stoll/hemerobia2stoll.htm> (13 de marzo de 2013).

Walz, U. and C. Stein. 2014. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation* 22 (3): 279-289.

Winter, S. 2012. Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. *Forestry* 85 (2): 293-304.