



Efecto de la actividad turística en la diversidad y estructura del bosque de galería en el noreste de México

PAMELA ANABEL CANIZALES VELÁZQUEZ*, **GLAFIRO JOSÉ ALANÍS FLORES***, **SUSANA FAVELA LARA***,
MANUEL TORRES MORALES*, **EDUARDO ALANÍS RODRÍGUEZ****, **JAVIER JIMÉNEZ PÉREZ*****,
HERNALDO PADILLA RANGEL***

Los ríos han constituido, a lo largo de la historia, focos preferenciales de concentración de poblaciones, como consecuencia las comunidades que se desarrollan en las márgenes de los cauces de los ríos, arroyos y canales conocidos como bosques de galería¹ han sido sometidas a una intensa presión antropogénica; debido a lo anterior y a su relevancia ecológica, éstos han sido ampliamente estudiados en diversas partes del mundo.^{2,4,6} Asimismo, el cambio de uso de suelo tiene un gran impacto en la diversidad de los ecosistemas,⁷ actualmente los bosques de galería en todo el mundo son cada vez más amenazados por esta condición y por la expansión urbana.^{5,7} Las zonas riparias son utilizadas en gran manera para la práctica de actividades antropogénicas, como agricultura⁸ (eliminación de vegetación para implantación de cultivos, contaminación de aguas con productos fitosanitarios, etc.), ganadería, minería,⁵ industria, transporte,² actividades recreativas,^{5,8-10} comunicación y urbanización¹, que en conjunto han causado la alteración o degradación de muchos ecosistemas riparios,¹ además de factores ambientales como el clima, la hidrología y la estructura de las cuencas riparias que pue-

den afectar la estructura de la población y conservación de las especies riparias dominantes.¹¹

El presente estudio se llevó a cabo en el Río Ramos, en el noreste de México, en los municipios de Allende y Montemorelos, Nuevo León; dicho sistema hidrológico representa uno de los de mayor importancia en el centro del estado por su cercanía al área metropolitana de Monterrey, una de las ciudades más pobladas y económicamente importantes de México.¹² Debido a la importancia escénica de los ríos y al papel fundamental que en términos ecológicos, hidrológicos y de biodiversidad desempeñan los bosques de galería, es fundamental proteger dichos ecosistemas y determinar las condiciones que presentan las comunidades vegetales, ya que en ellos se desarrollan especies que poseen un gran valor ecológico.¹³ Además, los corredores forestales a menudo son considerados el principal instrumento mediante el cual se atenúan los efectos de la pérdida y fragmentación del hábitat.¹⁴ En México,

*Facultad de Ciencias Biológicas, UANL.

**Parque Ecológico Chipinque, A.C.

***Facultad de Ciencias Forestales, UANL

las especies que se ubican directamente en cauces de ríos y sistemas hidrológicos con flujo perenne son el sabino o ahuehuete (*Taxodium mucronatum*), especie longeva y de alta sensibilidad a disturbios ecológicos y climáticos,¹⁵ el álamo de río (*Platanus* spp.), el alamillo (*Populus* spp.) y el sauce (*Salix* spp.), entre otras especies arbóreas.¹⁶ El análisis estructural y la caracterización de ecosistemas forestales contribuyen a implementar medidas de conservación y de restauración para áreas con diferentes grados de perturbación.^{17,18} La hipótesis fue que las actividades turísticas modifican la diversidad, riqueza y estructura vertical del estrato arbóreo del bosque de galería en el noreste de México. Los objetivos del presente estudio fueron: 1) evaluar la riqueza de especies arbóreas del bosque de galería en tres áreas con diferente impacto turístico, 2) estimar la diversidad α (alfa) y β (beta), 3) evaluar la estructura vertical (la disposición de las plantas de acuerdo a sus formas de vida en los diferentes estratos de la comunidad).

Materiales y métodos

El Río Ramos pertenece a la cuenca Río Bravo-San Juan, que forma parte de la región hidrológica Río Bravo; se ubica en dos regiones fisiográficas del estado de Nuevo León, la Provincia de la Sierra Madre Oriental y la Provincia de la Llanura Costera del Golfo Norte, y nace en la Sierra Madre Oriental; sus aguas fluyen sobre la Llanura Costera del Golfo, cubren una superficie de 96,293 ha. Su origen se ubica en el parteaguas de la Sierra Mauricio, donde se generan dos corrientes: la de Lagunillas, de carácter permanente, que fluye por el Cañón de las Adjuntas en dirección SE, y una corriente intermitente que fluye por el Cañón de Corral de Piedra en dirección SE. Ambas corrientes se unen en el punto conocido como Las Adjuntas, y de ahí se dirigen al SE, ya con el nombre de éste. Considerando el cauce principal de éste, desde Las Adjuntas, recorre 87,9 Km hasta el poblado El Porvenir y luego se dirige

al N-NE, hasta su desembocadura en el Río San Juan. El cauce principal del Río Ramos de manera general se origina a 800 msnm en la Sierra Madre Oriental, y vierte sus aguas al Río San Juan a los 300 msnm.¹⁹

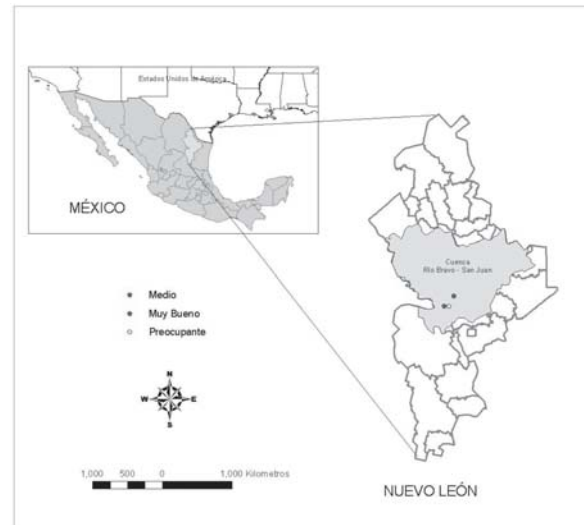


Fig. 1. Localización del área de estudio.

Para cumplir los objetivos planteados se seleccionaron tres áreas con diferentes características ecológicas. Cada área presentó diferentes grados de afectación por las actividades turísticas, de acuerdo a la clasificación de Suzán,¹¹ se establecieron cuatro sitios de muestreo de 250 m² en cada área, con una equidistancia de 10 m en las cuales se midieron todos los individuos con un diámetro normal ($d_{1.30\text{m}} \geq 5$ cm), y las variables dasométricas evaluadas fueron: la especie, la altura total (h) y el diámetro ($d_{1.30\text{m}}$). Los criterios utilizados para determinar el grado de afectación de cada área por las actividades turísticas fue una modificación de Suzán:¹¹ 1) existencia de vegetación herbácea ribereña, 2) que la ribera del río esté relativamente inalterada, 3) presencia de especies arbóreas de diferentes clases diamétricas, 4) ausencia de modificaciones o alteraciones para fines agrícolas o ganaderos, 5) ausencia de contaminación en las riberas del río y agua (evidencia

de basura, fogatas, deposición fecal humana, así como otros tipos de residuos). Si todas las características se encontraban presentes en el área, se consideró como “Muy buena”; si presentaron de tres a cuatro características, se consideró “Media”; y si sólo presentó de 1 a 2 fue considerada “Preocupante”.

Mediante el análisis de la información se derivaron parámetros estructurales de la vegetación como: abundancia relativa (A_i), frecuencia relativa (F_i), área basal (G), dominancia relativa (D_i) e índice de valor de importancia (IVI).²⁰⁻²² Los cuales se estimaron mediante las siguientes ecuaciones matemáticas:

La abundancia relativa se obtuvo mediante la fórmula (1):

$$A_i = \frac{n}{N} * 100 \quad (1)$$

Donde A_i es la abundancia relativa de la especie i con respecto a la abundancia total, n es el número de individuos de la especie i , y N el número total de individuos.

La dominancia relativa se obtuvo mediante la ecuación (2):

$$D_i = \frac{g}{G} * 100 \quad (2)$$

$$G = \sum_{i=1}^N g_i \dots \quad (3)$$

Donde D_i es la dominancia relativa de la especie i , con respecto a la dominancia total, g es el área basal de la especie i , y G ecuación (3) es el área basal total.

La frecuencia relativa se obtuvo mediante la fórmula (4).

$$F_i = \frac{m}{M} * 100 \quad (4)$$

Donde F_i es la frecuencia relativa de la especie i con respecto a la frecuencia total; m la frecuencia de la especie i en los sitios de muestreo, y M el número total de sitios de muestreo.

El índice de valor de importancia se obtuvo para cada especie, mediante la ecuación (5):

$$I.V.I. = A_i + D_i + F_i \quad (5)$$

Donde A_i es la abundancia relativa, D_i es la dominancia relativa y F_i la frecuencia relativa.

Para estimar la diversidad α se utilizó el índice de Shannon y Wiener²³ y el índice de dominancia de Simpson.²⁴ La riqueza de especies se evaluó mediante los índices de Margalef²⁵ y Menhinick.²⁶ El índice de Shannon y Wiener se estimó mediante la ecuación (6):

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i) \quad (6)$$

Donde S es el número de especies presentes, \ln es logaritmo natural y p_i es la proporción de las especies.

$p_i = n_i/N$; donde n_i es el número de individuos de la especie i , y dividido entre N que es el número total de individuos.

El índice de Simpson se estimó mediante la ecuación (7):

$$\lambda = \sum p_i^2 \quad (7)$$

Donde p_i es la proporción de la especie i .

Además se estimaron los índices de Equitatividad²⁴ y Complemento de Simpson²⁴. El índice de Equitatividad se estimó mediante la ecuación (8):

$$E = \frac{H'}{\ln S} \quad (8)$$

Donde: H' = índice de diversidad de Shannon, $\ln S$ = logaritmo del número de especies ($S > 1$), el Complemento de Simpson mediante la ecuación (9):

$$1 - \lambda = 1 - \sum p_i^2 \quad (9)$$

Donde el resultado varía de 0 a 1 (donde 1 denota mayor diversidad).

El índice de diversidad de Margalef se estimó con la ecuación (10):

$$D_a = \frac{(s-1)}{\text{Log}N} \quad (10)$$

y el de Menhinick con la fórmula (11):

$$D_b = \frac{s}{\sqrt{N}} \quad (11)$$

Donde s es el número de especies y N el número total de individuos.

La diversidad β se estimó mediante la similitud entre las áreas evaluadas y se determinó por medio del índice cuantitativo de Morisita-Horn²¹ con la ecuación (12):

$$I_{MH} = \frac{2 \sum (a_i * b_j)}{(da + db)aN * bN} \quad (12)$$

Donde a_i es el número de individuos de la i -ésima especie en el sitio A, b_j es el número de individuos de la j -ésima especie en el sitio B.

Para determinar las diferencias significativas entre sitios en la diversidad de especies se utilizó la prueba de t de Hutchenson.^{24,27} Dicha prueba se estimó mediante la ecuación (13):

$$t = \frac{(H'_1 - H'_2) / (\text{var } H'_1 + \text{var } H'_2)^{1/2}}{\text{var } H' = \left[\sum p_i (\ln p_i)^2 - \left(\sum p_i \ln p_i \right)^2 \right] / N + (S-1) / 2N^2}$$

$$g.l. = \frac{(\text{var } H'_1 + \text{var } H'_2)}{\left[(\text{var } H'_1)^2 / N_1 \right] + \left[(\text{var } H'_2)^2 / N_2 \right]} \quad (13)$$

Donde H'_1 es la diversidad del sitio 1 y H'_2 es la diversidad del sitio 2; $\text{var } H'_1$ es la varianza de la diversidad calculada para el sitio 1, y $\text{var } H'_2$ es la varianza de la diversidad calculada para el sitio 2; g.l. son los grados de libertad que se debe de utilizar para obtener el valor de t calculada (t_c).

De acuerdo a Pretzsch,²⁸ se interpretó la distribución de las especies en tres diferentes zonas de altura: zona I: 80%-100% de la altura máxima de la población, zona II: 50%-80%, zona III: 0-50%. Posteriormente se calculó el índice de distribución vertical de especies (A), el cual cuantifica la diversidad de especies y su ocupación en el espacio vertical en la población.¹⁸ El índice de distribución vertical se calculó de acuerdo a la fórmula:

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} \cdot \ln(p_{ij}) \quad (14)$$

$$p_{ij} = n_{ij} / N \quad (14)$$

Donde S es el número de especies presentes; Z el número de zonas de altura y p_{ij} (13) la proporción de especies en cada zona de altura, n_{ij} es el número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j), y N el número total de individuos.

Resultados y discusión

Parámetros ecológicos

La tabla I muestra los valores absolutos y relativos de abundancia (N/ha), dominancia (m²/ha), frecuencia y valor de importancia de las especies arbóreas. El área denominada “Muy Buena” presenta la mayor abundancia (970 N/ha) y los parámetros ecológicos muestran que las especies *Taxodium mucronatum* y *Platanus occidentalis* son las más abundantes con 50, 52% y 48,45%, respectivamente y de mayor valor ecológico con un IVI >104%. La especie de menor valor ecológico en el área “Muy Buena” es *Juglans mollis* (12,21%). Por otra parte, en las áreas “Media” y “Preocupante” *Taxodium mucronatum* es la especie más

abundante y de mayor valor ecológico (>232%); las especies de menor importancia ecológica son *Cephalanthus salicifolius* (16,98%) y *Prosopis glandulosa* (20,35%), respectivamente. La especie más dominante en todas las áreas fue *Taxodium mucronatum*, debido a que presentó grandes dimensiones diamétricas, ya que son especies predominantes de estos ecosistemas.^{15,16}

Tabla I. Parámetros ecológicos.

Especie	Abundancia N/ha		Dominancia m ² /ha		Frecuencia Rel.	IVI
	Abs.	Rel.	Abs.	Rel.		
Muy buena						
<i>Taxodium mucronatum</i>	490	50,52	97,43	88,77	44,44	183,73
<i>Juglans mollis</i>	10	1,03	0,08	0,07	11,11	12,21
<i>Platanus occidentalis</i>	470	48,45	12,25	11,16	44,44	104,06
Total	970	100	109,76	100	100	300
Media						
<i>Taxodium mucronatum</i>	460	88,46	145,56	99,62	44,44	232,53
<i>Psidium guajava</i>	10	1,92	0,04	0,03	22,22	24,17
<i>Cephalanthus salicifolius</i>	30	5,77	0,15	0,10	11,11	16,98
<i>Platanus occidentalis</i>	20	3,85	0,37	0,25	22,22	26,32
Total	520	100	146,12	100	100	300
Preocupante						
<i>Taxodium mucronatum</i>	510	96,23	95,00	90,70	66,67	253,60
<i>Populus tremuloides</i>	10	1,89	7,85	7,49	16,67	26,05
<i>Prosopis glandulosa</i>	10	1,89	1,88	1,80	16,67	20,35
Total	530	100	104,74	100	100	300

De acuerdo a los índices de Menhinick y Margalef, el área “Muy Buena” ($D_b = 0,30$ y $D_a = 0,44$) presentó la menor riqueza y el área “Media” ($D_b = 0,55$ y $D_a = 0,76$) la mayor riqueza; de acuerdo al índice de diversidad de Shannon, el área “Muy Buena” ($H' = 0,74$) fue la más diversa y el área Preocupante ($H' = 0,18$) la de menor diversidad. El índice de dominancia de Simpson muestra que el área Preocupante ($\lambda = 0,93$) se encuentra dominada por pocas especies y el área “Muy Buena” ($\lambda = 0,49$) presenta homogeneidad en el número de especies y dichas especies se presentan de manera equitativa o uniforme ($E: 0,67$), contrario a lo obtenido en el área Preocupante ($E: 0,16$) (tabla II).

Diversidad beta (β)

Mediante el índice de Morisita-Horn, se estimó la similaridad entre las áreas de muestreo y se

Tabla II. Índices de diversidad.

ÍNDICES	ÁREA		
	Muy Buena	Media	Preocupante
Riqueza específica	3	4	3
Menhinick	0,30	0,55	0,41
Margalef	0,44	0,76	0,50
Shannon	0,74	0,47	0,18
Equitatividad	0,67	0,34	0,16
Simpson	0,49	0,79	0,93
Complemento de Simpson	0,51	0,21	0,07

obtuvo la mayor similitud para las áreas “Media” y “Preocupante” ($I_{MH} = 99,30\%$) y la menor para las áreas “Muy buena” y “Preocupante” ($I_{MH} = 68,62\%$) (tabla III) dicha influencia se debe a la alta sensibilidad del índice en la abundancia de la especie dominante.²² Esta información indica que existe diferencia entre las abundancias de las distintas especies en las áreas “Muy Buena” y “Preocupante”, las cuales disminuyen o aumentan de acuerdo a las condiciones ecológicas de la misma.¹¹

Tabla III. Índice de Morisita-Horn para similitud/disimilitud entre áreas.

ÍNDICE MORISITA-HORN (I_{MH})	ÁREA	
	Muy Buena	Media
Preocupante	68,62%	99,30%
Media	72,86%	

Igualmente se analizó la similitud entre áreas mediante el índice de similitud de Bray & Curtis,²⁹ el resultado se expresa por medio de un dendrograma (figura 2) y obtuvieron como resultado dos grupos donde las áreas Media y Preocupante presentan una alta similitud, mientras que el área Muy Buena se muestra diferente en relación a las otras dos.

La prueba de t de Hutchenson determinó, de acuerdo a la diversidad de especies, que el área Media presenta igualdad, tanto con el área “Preocupante” como con el área “Muy Buena”; mientras que las áreas “Preocupante” y “Muy Buena”

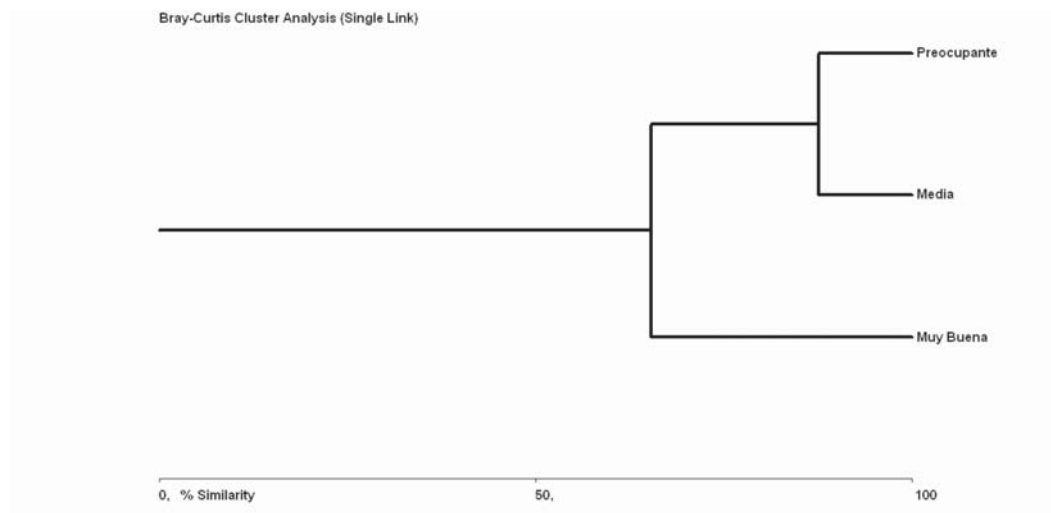


Fig. 2. Dendrograma de similitud de Bray & Curtis.

presentaron diferencia (tabla IV) e indicaron con ello que existe una disminución significativa en la diversidad de especies conforme aumentan las condiciones de disturbio en las áreas, mostrando que el área Media presenta un disturbio avanzado por la pérdida de diversidad biológica de tal manera que puede llegar a situación “Preocupante” en poco tiempo si no se establecen programas de manejo y restauración.

Distribución vertical de especies

La distribución vertical de las especies muestra que el estrato III es el mejor representado en todas las áreas con alrededor del 50%, siendo el área “Muy Buena” la de mayor heterogeneidad

de especies; sin embargo el área “Preocupante” se encuentra constituida en su mayoría por la especie *Taxodium mucronatum*, lo que sugiere que existe una disminución en las clases menores de las especies arbóreas que conforman la comunidad de bosque de galería, ya que la mortalidad de plántulas aumenta en condiciones de hábitats perturbados,¹¹ siendo esta área la más influida turísticamente (tabla V).

Conclusión

Las diferentes actividades turísticas realizadas en las áreas muestreadas han revelado un efecto desfavorable en la estructura vertical y diversidad del estrato arbóreo del bosque de galería, ya que la diversidad arbórea disminuyó en áreas con mayor influencia turística. Además, presenta una disminución en la distribución vertical de especies en el estrato III, ya que existe mayor mortalidad de plántulas en áreas con mayor presencia turística y, por consiguiente, más perturbadas. Por lo anterior, se rechaza la hipótesis y se concluye que las actividades turísticas modifican la diversidad y estructura vertical del estrato arbóreo del bosque de galería en el noreste de México. Sin embargo, no se mostró efecto en la riqueza de espe-

Tabla III. Índice de Morisita-Horn para similitud/disimilitud entre áreas.

PRUEBA DE T DE HUTCHENSON	G.L.	T _C	T _T	
Preocupante/ Media	97.34	1.70	1.98	Igualdad
Preocupante/ Muy buena	149.95	3.28	1.96	Diferencia
Medio/ Muy buena	135.90	1.40	1.96	Igualdad

Tabla V. Distribución vertical de especies.

Especie	Muy buena		Media		Preocupante	
	No. Ind.	%	No. Ind.	%	No. Ind.	%
Estrato I						
<i>Taxodium mucronatum</i>	7	7,22	3	5,77	8	15,09
<i>Platanus occidentalis</i>	3	3,09				
Suma	10	10,31	3	5,77	8	15,09
Estrato II						
<i>Taxodium mucronatum</i>	15	15,46	20	38,46	18	33,96
<i>Platanus occidentalis</i>	20	20,62				
<i>Prosopis glandulosa</i>					1	1,89
<i>Populus tremuloides</i>					1	1,89
Suma	35	36,08	20	38,46	20	37,74
Estrato III						
<i>Taxodium mucronatum</i>	27	27,84	23	44,23	25	47,17
<i>Juglans mollis</i>	1	1,03				
<i>Platanus occidentalis</i>	24	24,74	2	3,85		
<i>Psidium guajava</i>			1	1,92		
<i>Cephalanthus salicifolius</i>			3	5,77		
Suma	52	53,61	29	55,77	25	47,17
Total	97	100	52	100	53	100

cies. La información referente a la estructura y composición de las comunidades de bosque de galería es de gran relevancia, debido que representan áreas de continuas perturbaciones por actividades turísticas y condiciones ambientales, por lo que la información pertinente a la situación actual de dichos ecosistemas brinda una perspectiva general de su condición ecológica, y otorga los elementos básicos para desarrollar estrategias y planes de conservación de estas áreas prioritarias. Una estrategia importante es la implementación de medidas para disminuir la afluencia turística hacia las áreas con menor perturbación turística de tal manera que dichas áreas logren restablecerse y utilizarlas como zonas núcleo de corredores riparios, ya que en estas zonas se observaron brinzales de *Taxodium mucronatum*, mientras que en áreas de mayor perturbación es necesario establecer vigilancia suficiente para evitar que en ellas aumente la perturbación; entre las medidas principales se encuentran la colocación de sanitarios públicos, ya que las deposiciones fecales humanas a la orilla del río ocasionan un problema muy grave, así como la colocación

de depósitos de residuos sólidos que han deteriorado fuertemente este corredor biológico, además de establecer áreas exclusivas para acampar, en las cuales no se rebasa la capacidad de carga y mantener el flujo de turistas controlado en las diferentes áreas del río. Asimismo, realizar la zonificación ecológica del área para brindar la protección adecuada a este valioso corredor biológico.

Resumen

El presente estudio evaluó la riqueza, diversidad, distribución vertical de especies y similitud de áreas con diferentes grados de afectación por la actividad turística en el Río Ramos, Nuevo León, México. El objetivo fue evaluar el efecto de las actividades turísticas en la diversidad y estructura vertical del estrato arbóreo en el bosque de galería.

Se clasificaron tres áreas con diferentes grados de afectación, de acuerdo a Suzán. Los resultados demostraron que la riqueza no ha sido afectada por la actividad turística, no obstante las áreas fueron diferentes en la composición, diversidad y estructura vertical.

Palabras clave: Afectación, Turística, Estrato arbóreo.

Abstract

The present study evaluated the richness, diversity, vertical structure, and similarity of areas with different degrees of affectability by tourism in the Ramos River, Mexico. The aim was to evaluate the effect of tourism on diversity and vertical structure of the arboreal layer in the gallery forest. We classified three areas with different degrees of affectability according to Suzán. The results showed that the richness has not been affected by tourism; however the areas differed in species composition, diversity, and vertical structure.

Keywords: Affectation, Tourism, Arboreal layer.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Dr. Marco Aurelio González Tagle, por su apoyo en los análisis estadísticos.

Referencias

1. Treviño, E.J., C. Cavazos, O. A. Aguirre. 2001. Distribución y estructura de los bosques de galería en dos ríos del centro sur de Nuevo León. *Madera y bosques* 7(1): 13-25.
2. Naiman, R.J. y H. D'écamps. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 28: 621-658.
3. Apan, A.A., S.R. Raine y M.S. Paterson. 2002. Mapping and analysis of changes in the riparian landscape structure of the Lockyer Valley catchment, Queensland, Australia. *Landscape and Urban Planning* 59(1): 43-57.
4. Richardson, D.M., P.M. Holmes, K.J. Esler, S.M. Galatowitsch, J.C. Stromberg, S.P. Kirkman, P. Pysek y R.J. Hobbs. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* 13: 126-139.
5. Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 35: 257-84.
6. Alanís, E., J. Jiménez, O. Aguirre, E. Treviño, E. Jurado, M. González. 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *CiENCiAUANL* 9(1): 56-62.
7. Burton, M.L. y L.J. Samuelson. 2008. Influence of urbanization on riparian forest diversity and structure in the Georgia Piedmont, US. *Plant Ecology* 195(1): 99-115.
8. Knopf, F., R.R. Johnson, T. Rich, F.B. Samson y R.C. Szaro. 1988. Conservation of riparian ecosystems in the United States. *Wilson Bulletin* 100(2): 272-284.
9. Johnson, R.R. y S.W. Carothers. 1982. Riparian habitats and recreation: interrelationships and impacts in the Southwest and Rocky Mountain Region. U. S. Department of Agriculture, Forest Service. *Eisenhower Consortium Bulletin* 12.
10. Washitani, I. 2001. Plant conservation ecology for management and restoration of riparian habitats of lowland Japan. *Population Ecology* 43(3): 189-195.
11. Suzán, H., G. Enríquez, G. Malda. 2007. Population structure of the Mexican baldcypress (*Taxodium mucronatum* Ten.) in Querétaro, México. *Forest Ecology and Management* 242: 243-249.
12. Martínez, A., I. Cantú, R. Aranda. 2003. El medio ambiente y los recursos naturales de Nuevo León. *CiENCiAUANL* 6(1):3-4.
13. Canizales, P.A. 2008. Estudio de comunidades riparias con diferentes grados de afectación por la actividad antropogénica en el Río Ramos, Nuevo León, México. Tesis de licenciatura. FCB-UANL.
14. Lees, A. C. y C. A. Peres. 2007. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 2(1): 1-11.
15. Villanueva, J., J. Cerano, D.W. Stahle, M.D. Therrell, L. Vázquez, R. Morán, B.H. Luckman. 2006. Árboles viejos del Centro-Norte de México. Importancia Ecológica y Paleoclimática. Folleto científico No. 20. INIFAP CENID-RASPA. Gómez Palacio, Durango. 46 p.
16. Alanís, G.J., G. Cano, M. Rovalo. 1996. Vegetación y flora de Nuevo León. Una guía botánico-ecológica. Impresora Monterrey, S. A. de C. V. Pp. 137.
17. Aguirre, O.A., J. Jiménez, H. Kramer, A. Akça. 2003. Análisis estructural de ecosistemas forestales en el Cerro del Potosí, Nuevo León, México. *CiENCiA UANL* 6(2): 219-225.

18. Jiménez, J., O. Aguirre, 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.
19. INEGI. 1986. Síntesis geográfica de Nuevo León. Secretaría de Programación y Presupuesto. México, D. F., 170 p.
20. Curtis, J. T. y R. P. McIntosh. 1950. The inter relation of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology* (31): 434-455.
21. Mueller-Dombois, D. y H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons Ltd., New York.
22. Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Oxford, UK. 256 p.
23. Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. En C.E. Shannon; W. Weaver (Ed). Univ. of Illinois. Press. Pp. 134-154.
24. Magurran, A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. New Jersey. 179 p.
25. Clifford, H. y W. Stephenson. 1975. *An introduction to numerical classification*. Academic Press, London.
26. Whittaker, R. H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. En: *Evolutionary biology*. Vol.10. Hecht M.K., Steere W. C., Wallace B. (Ed.), Plenum. Pp. 1-67.
27. Corral, J., O.A. Aguirre, J. Jiménez, J.J. Nívar. 2002. Muestreo de diversidad y observaciones ecológicas del estrato arbóreo del bosque mesófilo de montaña "El Cielo", Tamaulipas, México. *Revista Chapingo. Serie forestales y del ambiente*. Universidad Autónoma de Chapingo (8)2:125-131.
28. Pretzsch, H. 1996. Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handels. *Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten. Sect. Ertragskunde. Jahrestagung, Nehresheim*. Pp. 134-154.
29. Bray, J.R. y J.T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* (27): 325-349.

Recibido: 11 de febrero de 2009

Aceptado: 3 de agosto de 2009