

## DIFERENCIACIÓN TRÓFICA DE LAS COMUNIDADES DE ARAÑAS E INSECTOS EN BOSQUES REFORESTADOS DEL CENTRO DE MÉXICO

Rafael Guzmán-Mendoza<sup>1</sup>✉, Josefina Calzontzi-Marín<sup>2</sup>, Manuel Darío Salas-Araiza<sup>1</sup>, Luis Pérez-Moreno, Luis Felipe Ramírez-Santoyo<sup>1</sup> y Oscar Alejandro Martínez-Jaime<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Agronomía, División Ciencias de la Vida, Universidad de Guanajuato, Campus Irapuato-Salamanca, Km 9 Carretera Irapuato-Silao, Irapuato, Guanajuato. C. P. 36821, México.

<sup>2</sup>Consultora independiente en Agroindustria Rural, Turismo Agroalimentario y Desarrollo Territorial, Localidad Guarda de la Lagunita San José del Rincón, México, C. P. 50630.

✉ Autor de correspondencia: [rgzmz@yahoo.com.mx](mailto:rgzmz@yahoo.com.mx)

**RESUMEN.** En México se ha reportado un aumento en la cobertura de las masas forestales a nivel nacional, sin embargo, no han sido evaluados sus efectos sobre las propiedades funcionales de los ecosistemas restaurados, en este sentido, arañas e insectos han sido herramientas útiles de monitoreo ambiental. El objetivo de este trabajo fue evaluar a los gremios tróficos de arañas e insectos encontrados en bosques templados con distinto nivel de reforestación del centro de México. Fueron seleccionados tres bosques con distinto nivel de reforestación y se colocaron trampas de caída para la captura de arañas e insectos, estos fueron identificados y organizados en gremios tróficos y analizadas sus abundancias, composición y diversidad funcional. Los resultados indican un efecto importante de la reforestación sobre las interacciones ecológicas, donde la redundancia y la diversidad funcional son más altas y bajas respectivamente en los bosques sujetos a reforestaciones monoespecíficas.

**Palabras clave:** Bioindicadores, ecología funcional, etnobiología, reforestación.

### Throphic differences in spiders and insect communities in reforested forest from central Mexico

**ABSTRACT.** Mexico has reported an increasing in forest cover at national level, however, there has not been evaluated its effects on functional properties of the restructured ecosystems, in this way, spiders and insects has been a useful tool for environmental monitoring. The aim of this research was to evaluate the arthropod trophic guilds found on temperate forest with different reforestation level from central Mexico. Three forests with different reforestation level were selected and pitfall traps were setting for caught spiders and insects. They were identified and organized in trophic guilds. The results demonstrate an important reforestation effect on ecological interactions, where the redundancy and functional diversity are high and low respectively in forest under monospecific reforestations.

**Keywords:** Bioindicators, functional ecology, ethnobiology, reforestation.

## INTRODUCCIÓN

En la literatura científica se ha sugerido que la cobertura, la diversidad vegetal y como consecuencia la heterogeneidad ambiental son indicadores de la diversidad de especies de consumidores, por lo que bosques estructuralmente complejos y una gran diversidad vegetal son capaces de contener más especies, que un bosque con poca diversidad vegetal y estructura espacial (Siemann *et al.*, 1998; Purvis y Hector, 2000). Este patrón ha sido observado en algunos grupos de artrópodos como arañas (Hatley y Macmahon, 1980; Corcuera *et al.*, 2008), hormigas (Bestelmeyer y Wiens, 1996) y ortópteros (Saha *et al.*, 2011). Esta sensibilidad de la respuesta de arañas e insectos a los cambios ocurridos en el ambiente, principalmente por cambios en la cobertura vegetal producto de la reforestación o deforestación, junto con las posiciones clave que ocupan desde el punto de vista funcional en los ecosistemas terrestres, han promovido la idea de considerarlos herramientas básicas de monitoreo ambiental.

En México se ha reportado recientemente la disminución de la tasa de deforestación e incluso la recuperación de las masas forestales (Gómez-Tagle *et al.*, 2015). Sin embargo, los procesos de restauración producto de la reforestación, no han sido del todo evaluados, por lo que los efectos de la deforestación continúan siendo un problema ambiental grave que incide no sólo en los efectos deletéreos de los ecosistemas, sino también con repercusiones económicas, sociales y culturales. En este sentido, es importante evaluar sus efectos, utilizando ciertos grupos de artrópodos, en este caso arañas e insectos, como indicadores de éxito o fracaso de las reforestaciones, utilizando no sólo la riqueza y la diversidad de especies, sino también sus propiedades funcionales, por lo que el objetivo de este trabajo fue evaluar la diferenciación trófica en función de los gremios alimenticios, como un rasgo funcional, de arañas e insectos presentes en bosques templados que han tenido distinto grado de modificación por reforestación en el centro de México. Se evaluó la hipótesis de que un bosque con menor disturbio por reforestación tiene una mayor diversidad funcional.

## MATERIALES Y MÉTODO

**Área de estudio.** El trabajo se realizó en tres bosques templados del noroeste del Estado de México. De acuerdo con la fisonomía vegetal, se identificaron en tres categorías de disturbio: Bosque conservado (BC), 19° 45' 48'' N, 99° 59' 20'' W, con árboles característicos de un bosque sin disturbio como *Quercus rugosa* Née, *Q. laurina* Humb. & Bonpl., *Q. crassipes* Humb. & Bonpl. *Arbutus xalapensis* Kunth, *Alnus* sp. y *Pinus* sp., Bosque mixto (BM), 19° 43' 06'' N, 100° 05' 38'' W, que además de contar con árboles de bosque primario, la presencia de *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex. Endl., mostró evidencia de modificaciones por reforestación y Bosque reforestado (BR), 19° 40' 30'' N, 100° 05' 51'' W, que consistió de un bosque monoespecífico de *C. lindleyi*, con especies reportadas como indicadores de disturbio en su estrato arbustivo-herbáceo.

**Recolecta de ejemplares.** En cada zona de estudio, se eligió un área de 2500 m<sup>2</sup> donde fueron colocadas 16 trampas de caída, con 10 metros de separación entre ellas. Se realizaron muestreos de agosto a septiembre del 2010, considerado como la época de lluvias y de mayor actividad de entomofauna. Las trampas fueron elaboradas con envases de plástico de 500 ml de capacidad, con 11 cm de diámetro y 13 cm de altura, éstas fueron enterradas a nivel de suelo y se siguió el protocolo estándar de Bestelmeyer *et al.* (2000).

**Identificación de ejemplares.** Los organismos capturados fueron almacenados en viales con alcohol al 70 % para su identificación utilizando distintas claves para los grupos a nivel de familia y subfamilia categorías taxonómicas suficientes para obtener información sobre patrones de actividad. De esta forma, las categorías alimenticias generales, fueron obtenidas con base en los hábitos alimenticios de los insectos en función de la diagnosis establecida en las claves o bien, a través de lo reportado en la bibliografía, como se ha realizado en otros estudios (Schmidt y Roland, 2006; Varela *et al.*, 2007, Flynn *et al.*, 2009). Para las arañas, se consideró como rasgo funcional la forma en la que construyen sus redes y sus hábitos de consumo reportados en la clave taxonómica de Kaston (1978).

**Análisis estadístico.** Con la finalidad de aminorar la variabilidad de los datos que es influenciada por las conductas de los organismos, las abundancias fueron transformadas a  $\sqrt{n + 0.5}$  (Zar, 1999). Una vez hecha la transformación, el número de individuos por familia fue dividido entre el número de categorías alimenticias a las que pertenecieron. Lo anterior sirvió para comparar mediante el análisis de varianza no paramétrica de Kruskal-Wallis. En caso de diferencias significativas, se utilizó la prueba de Dunn de Fisher de comparaciones múltiples, que es considerado un análisis adecuado para grupos con diferente tamaño de muestra (Gamst *et al.*, 2008), estas pruebas se realizaron con el programa estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2011). Adicionalmente se realizó un análisis multivariado de conglomerados utilizando el coeficiente de

similitud de Bray-Curtis, con el fin de evaluar el parecido entre los tipos de bosque con respecto a la composición de los hábitos alimenticios encontrados en los artrópodos capturados; así mismo, considerando a los gremios tróficos, fueron calculados el índice de diversidad Shannon-Wiener y de dominancia de Simpson con el programa Biodiversity Pro (Mc Aleece, 1997), finalmente el índice de diversidad de Shannon-Wiener fue comparado con la prueba de t de Hutchenson.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fueron reconocidas 20 categorías alimenticias (Cuadro 1), distribuidas en 14 familias de arañas, siete familias de Orthoptera, nueve de Hemiptera, 27 de Coleoptera y uno de Hymenoptera (Cuadro 2). Las categorías alimenticias identificadas ( $n = 17$  en cada tipo de bosque), muestran diferencias significativas en la comparación de sus abundancias en todos los casos, excepto para las arañas constructoras de telas de sábana que no mostraron diferencias; en contraste, los insectos carroñeros, granívoros, ambrosoidales, herbívoros y arañas vagabundas del follaje, tuvieron valores altos en BR, mientras que los omnívoros, los micófagos y las arañas cazadoras por emboscada fueron notablemente abundantes en BP (Fig. 1), esto sugiere un impacto importante de la reforestación sobre las interacciones funcionales de los organismos (Simberloff y Dayan, 1991; Ferrenberg *et al.*, 2006), que se refleja no sólo en las abundancias de los gremios identificados, sino también en la composición funcional de las poblaciones.

Cuadro 1. Promedio  $\pm$  E.E. de los grupos alimenticios identificados durante el estudio en tres zonas de bosque contrastantes en cuanto a la conservación de la cobertura vegetal. BP = bosque primario, BM = bosque mixto, BR = bosque reforestado, ca = cazadoras al acecho, ce = cazadoras por emboscada, co = coprófagos, cr = carroñeros, crt = constructoras de redes de túnel, cte = constructoras de redes espaciales, cts = constructoras de telas sábanas, d = depredadores, f = frugívoros, gd = generalistas detritívoros, gr = granívoros, h = herbívoros, hd = ambrosía, hf = hematófagos, hg = micófagos, mdp = saprófagos, om = omnívoros, s = succionadores de savia, vf = vagabundas de follaje vs = Vagabundas de suelo

Categoría trófica	Tipo de bosque		
	BP	BM	BR
Ca	0.1 $\pm$ 0.1	0.03 $\pm$ 0.1	0.3 $\pm$ 0.2
Ce	1.4 $\pm$ 0.2	0.4 $\pm$ 0.1	0.9 $\pm$ 0.4
Co	0.1 $\pm$ 0.1	-	0.1 $\pm$ 0.1
Cr	2.9 $\pm$ 0.4	4.3 $\pm$ 0.8	24.6 $\pm$ 1.2
Crt	-	0.03 $\pm$ 0.1	0.07 $\pm$ 0.1
Cte	0.3 $\pm$ 0.2	0.06 $\pm$ 0.2	-
Cts	1.5 $\pm$ 0.1	1.4 $\pm$ 0.2	1.8 $\pm$ 0.2
D	7.0 $\pm$ 0.3	3.5 $\pm$ 0.8	28.8 $\pm$ 1.1
F	-	-	0.1 $\pm$ 0.1
Gd	1.7 $\pm$ 0.2	-	0.6 $\pm$ 0.1
Gr	0.1 $\pm$ 0.1	2.6 $\pm$ 0.2	11.4 $\pm$ 1
H	1.2 $\pm$ 0.1	1.5 $\pm$ 0.2	2.9 $\pm$ 0.2
Hd	0.3 $\pm$ 0.1	3.1 $\pm$ 0.9	42.3 $\pm$ 0.9
Hf	-	0.01 $\pm$ 0.1	-
Hg	4.3 $\pm$ 0.3	0.8 $\pm$ 0.4	1.5 $\pm$ 0.2
Mdp	1.7 $\pm$ 0.4	0.8 $\pm$ 0.4	-
Om	3.1 $\pm$ 0.3	1.3 $\pm$ 0.2	0.2 $\pm$ 0.1
S	0.3 $\pm$ 0.2	0.09 $\pm$ 0.1	1.0 $\pm$ 0.3
Vf	0.3 $\pm$ 0.1	0.4 $\pm$ 0.2	3.2 $\pm$ 0.2
Vs	0.06 $\pm$ 0.1	0.6 $\pm$ 0.2	4.5 $\pm$ 0.3

Cuadro 2. Familias y subfamilias ordenadas por categoría alimenticia reportadas en la literatura. Ct = categoría trófica

Taxa Araneae	Ct	Taxa Coleoptera	Ct
Agelenidae	cts	Mycetophagidae	d, hg
Clubionidae	vf	Nitidulidae	d, gd, hg
Dipluridae	crt	Osoriinae	cr, hg
Gnaphosidae	vs	Pedilidae	cr
Hahniidae	cts	Phalacridae	d, hg
Homalonychidae	ca	Pselaphidae	cr, hd
Lycosidae	vs	Scaphidiidae	hg
Linyphiidae	cts	Scydmaenidae	d
Pholcidae	cte	Staphylininae	co, d, om
Pisauridae	ce	Steninae	d
Theraphosidae	ce	Tachyporinae	d
Theridiidae	cte	<b>Hemiptera</b>	
Thomisidae	ce	Aradidae	hg, mdp
Salticidae	ca	Cicadallidae	s
<b>Coleoptera</b>		Cydnidae	f
Aleocharinae	d, hg	Fulgoridae	h
Anthicidae	gd	Lygaeidae	d, gr, s
Carabidae	d	Nabidae	d
Chrysomelidae	h	Reduviidae	d, hf
Clambidae	hg	Rhopalidae	gr
Cleridae	d	Tingidae	s
Cucujidae	d, hg	<b>Hymenoptera</b>	
Curculionidae	gd, h	Formicidae	cr, d, gr, hd
Dermestidae	gd, h	<b>Orthoptera</b>	
Dryopidae	h	Acrididae	h
Elateridae	d, h	Anostomatidae	h
Histeridae	d	Gryllacrididae	om
Lagriidae	h	Gryllidae	h
Leiodidae	gd, hg	Pyrgomorphidae	h
Leptodiridae	cr, hg	Stenopelmatidae	d, h, om
Mordellidae	h, hg, mdp	Xyronotidae	h

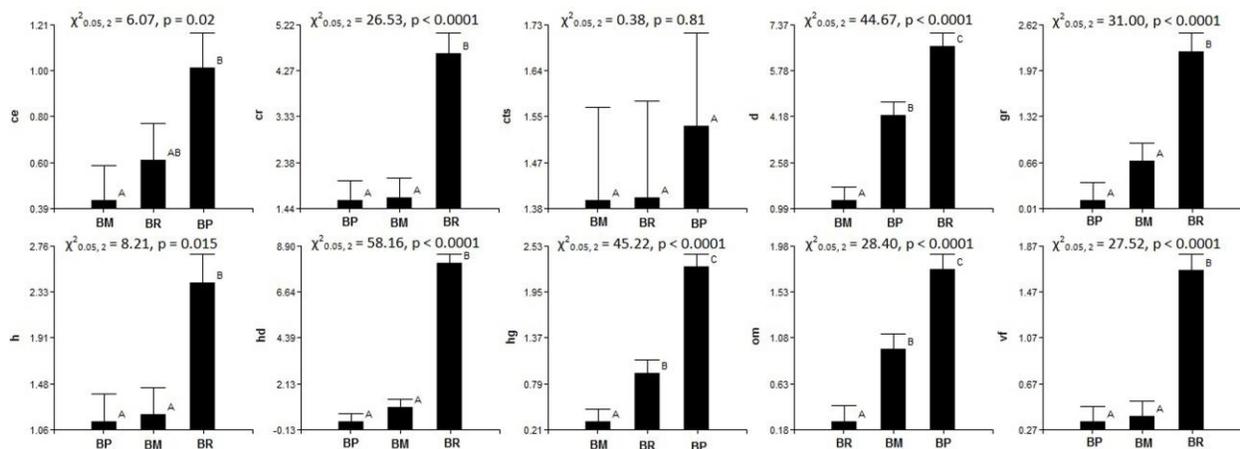


Figura 1. Abundancias promedio para los grupos alimenticios identificados para los artrópodos encontrados en los tres tipos de bosque. Letras iguales indican no diferencias significativas de acuerdo a la prueba Dunn a un nivel de  $\alpha = 0.05$ . Datos transformados a  $\sqrt{n + 0.5}$ .

De acuerdo a lo anterior, el análisis de conglomerados indicó importantes diferencias en la similitud de los bosques, el mayor porcentaje de similitud se encontró entre los bosques BP-BM (30.3 %), seguido de BP-BR (20.7 %) y BP-BR (11.8 %). Lo anterior sugiere que a pesar de que los bosques en estudio tuvieron la misma cantidad de categorías de hábitos alimenticios, la configuración en términos de la composición de las abundancias registradas fue diferente (Fig. 2). En este sentido, la similitud más cercana entre BP-BM estuvo influenciada por insectos carroñeros, herbívoros, granívoros, ambrosoides y arañas vagabundas del follaje cuyas abundancias no mostraron diferencias significativas. Mientras que la similitud entre BM-BR, se debió principalmente a las arañas cazadoras por emboscada y tejedoras de redes espaciales. Finalmente se aprecia que BR es el bosque, que en términos de gremios alimenticios más difiere del resto (Fig. 2).

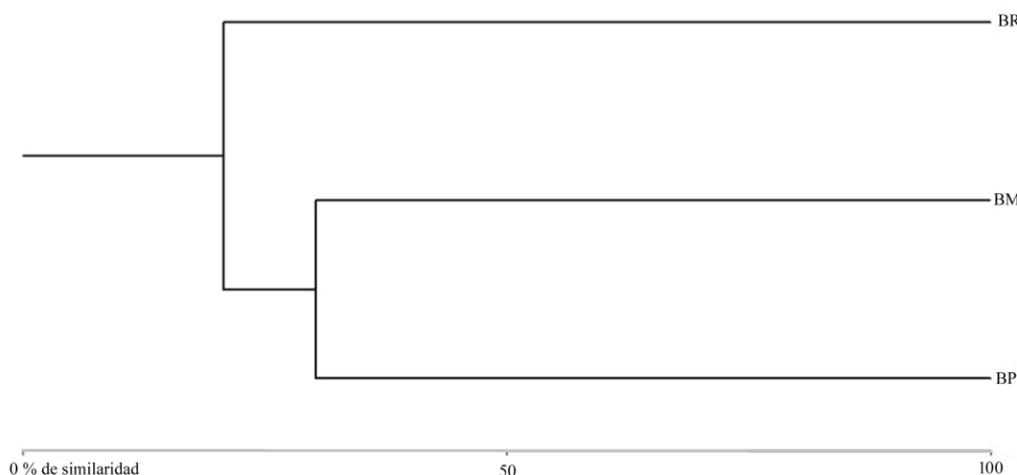


Figura 2. Análisis de conglomerados para los hábitos alimenticios de los artrópodos capturados en el estudio.

El resultado de las comparaciones del índice de diversidad de Shannon-Wiener, indican diferencias significativas entre el valor de la diversidad de BR y los otros bosques (BR-BP  $t_{0.05(2)1460.9} = 13.23$ ,  $p < 0.0001$ , BR-BM  $t_{0.05(2)1460.9} = 13.94$ ,  $p < 0.0001$ ), mientras que la comparación entre BP-BM no hubo diferencias estadísticas (BP-BM  $t_{0.05(2)1460.9} = 0.59$ ,  $p = 0.55$ ). En este sentido, la diversidad trófica fue menor en BR a la observada entre BP-BM que tuvieron los valores altos junto con una mayor equitatividad y una menor dominancia (Cuadro 3). De forma importante, los resultados indican que a lo largo del gradiente marcado por BP, BM y BR la variabilidad de interacciones disminuye aumentando la redundancia funcional, lo que puede repercutir en diferencias ecológicamente funcionales entre los bosques estudiados (Heemsbergen *et al.*, 2004).

Cuadro 3. Resultados de la diversidad funcional de las comunidades de arañas e insectos encontradas en zonas de bosque contrastantes en cuanto a reforestación.  $H'$  = diversidad de Shannon-Wiener,  $J'$  = equitatividad,  $\frac{1}{\lambda}$  = dominancia de Simpson.

Bosque	$H'$	$J'$	$\frac{1}{\lambda}$
BP	2.27	0.56	0.13
BM	2.29	0.55	0.12
BR	1.81	0.36	0.21

## CONCLUSIÓN

Los resultados sugieren un efecto importante de las reforestaciones sobre las propiedades funcionales de la entomofauna que vive en estos ambientes modificados, donde la diversidad funcional va en un gradiente que llega hasta la simplicidad en las reforestaciones monoespecíficas que promueven la redundancia funcional. No obstante, la abundancia y el número de categorías de gremios, no tienen una relación lineal con respecto al grado de modificación por efecto de la reforestación. Estudios complementarios para entender la complejidad de la deforestación y/o la reforestación, son necesarios para entender los distintos elementos que componen este fenómeno ambiental que incide no sólo en el ámbito de lo natural (interacciones y ecosistemas), sino también, en esferas del conocimiento aparentemente ajenas como la social, la cultural y la económica, teniendo en cuenta que las poblaciones humanas inmersas en estos ambientes, hacen uso de estos recursos y tienden a una compleja red de interacciones con los elementos de la naturaleza que los rodea.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a los pobladores y autoridades locales quienes permitieron el acceso a los bosques donde se realizó el estudio, al CONACyT por la beca de posgrado a los primeros dos autores.

## Literatura Citada

- Bestelmeyer, B. T., Agosti, D., Alonso, L. E., Brandão, C. R. F., Brown Jr., W. L., Delabie, J. H. C. and R. Silvestre. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants: An overview, description and evaluation. Pp. 122–144. In: D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso and T. R. Schultz. (Eds.). *Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Bestelmeyer, B. T. and J. A. Wiens. 1996. The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecological Monographs*, 66: 1225–1240.
- Corcuera P., Jiménez, M. L. and P. L. Valverde. 2008. Does the microarchitecture of Mexican dry forest foliage influence spider distribution?. *Journal of Arachnology*, 36: 552–556.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. and C. W. Robledo. 2011. InfoStat, versión 2008. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar/>. (Fecha de consulta: 17-XI-2016).
- Ferrenberg S. M., Schwilk, D. W., Knapp, E. E., Groth, E. and J. B. Keeley. 2006. Fire decreases arthropod abundance but increases diversity: early and late season prescribed fire effects in a Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Fire Ecology*, 2: 79–102.
- Flynn, D. F. B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., Simpson, N., Myfield, M. M. and F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12: 22–33.
- Gamst, G., Meyers, S. L. S. and J. Guarino. 2008. *Analysis of variance designs: a conceptual and computational approach with SPSS and SAS*. Cambridge University Press, New York, 592 pp.
- Gómez-Tagle, Ch. A., Gómez-Tagle, A. F. R., Ávila, J. A. O. y L. A. Bruijnzeel. 2015. Partición de la precipitación en un bosque tropical montano de pino-encino en el centro de México. *Bosque*, 36(3): 505–518.
- Hatley, C. L. and J. A. Macmahon. 1980. Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology*, 9: 632–639.
- Heemsbergen, D. A., Berg, M. P., Loreau, M., Van Hal, J. R., Faber, J. H. and H. A. Verhoef. 2004. Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity. *Science*, 306: 1019–1020.
- Kaston, B. J. 1978. *How to know the spiders*. 3rd ed. McGraw Hill, California, 272 pp.

- Mc Aleece, N. 1997. Biodiversity Professional Beta. Version 2.0. The Natural History Museum and The Scottish Association For Marine Science. Disponible en: <http://www.sams.ac.uk/peter-lamont/biodiversity-pro>. (Fecha de consulta: 15-II-2010).
- Purvis, A. and A. Hector. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405: 212–219.
- Saha, H. K., Sarkar, A. and P. Haldar. 2011. Effects of anthropogenic disturbances on the diversity and composition of the acridid fauna of sites in the dry deciduous forest of west Bengal, *India*. *Journal of Biodiversity and Ecological Sciences*, 1(4): 313–320.
- Schmidt, B. C. and J. Roland. 2006. Moth diversity in a fragmented habitat: importance of functional groups and landscape scale in the boreal forest. *Annals of the Entomological Society of America*, 99: 1110–1120.
- Siemann, E., Tilman, D., Haarstad, J. and M. Ritchie. 1998. Experimental test of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist*, 152: 738–750.
- Simberloff, D. and T. Dayan. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review Ecology and Systematics*, 22: 115–143.
- Varela, A., Cortés, C. y C. Cotes. 2007. Cambios en edafofauna asociada a descomposición de hojarasca en un bosque nublado. *Revista Colombiana de Entomología*, 33: 45–53.
- Zar J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 5th ed. Prentice Hall, New Jersey, 944 pp.