

Condición de la fauna bentónica en ríos de la Cuenca del Río San Carlos

Uriel Barrantes ¹
Mónica Springer ¹
Giselle Mora ²

Palabras clave

fauna bentónica, proyectos hidroeléctricos, río San Carlos, Costa Rica.

Resumen

Se estableció una estación de muestreo bimestral de la fauna bentónica en cuatro ríos de la cuenca del río San Carlos. Dos de estos, Ríos La Vieja y La Balsa, tienen en operación al menos un proyecto hidroeléctrico (Proyectos Chocosuela I y Daniel Gutiérrez, respectivamente) y los otros dos, ríos Ron Ron y Santa Clara, están libres de proyectos hidroeléctricos. Los muestreos se realizaron entre mayo y octubre del 2002 y consistieron en la recolección de tres unidades maestras tipo Surber, de 0,20 x 0,30 m² en cada

fecha y lugar de muestreo. Durante un minuto se revolvió manualmente todo el material presente en un área total de 1.800 cm² y el material recogido se contó e identificó hasta el nivel taxonómico posible, la mayoría de las veces hasta el nivel de género.

Se detectaron diferencias en la abundancia (N) (número total de individuos/área de muestreo) y en la riqueza taxonómica (S) entre los ríos que no tienen proyectos hidroeléctricos respecto a los que sí los tienen; resultaron siempre mayores en los ríos sin proyectos. Sin embargo, el Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H) no sigue esa tendencia y los valores cambian sin ninguna relación aparente con esa variable, aunque el valor más bajo encontrado es el de uno de los ríos

1 Escuela de Ciencias y Letras, Instituto Tecnológico de Costa Rica-Sede San Carlos, Apdo. 223-4400, Ciudad Quesada, San Carlos, Alajuela.

2 Escuela de Agronomía, Instituto Tecnológico de Costa Rica-Sede San Carlos, Apdo. 223-4400, Ciudad Quesada, San Carlos, Alajuela.

con proyecto hidroeléctrico (Río La Vieja). Así mismo, no se encontró una relación fuerte entre ese índice y el Índice de Concentración de Dominio de Simpson (C); mostrando este último no mostró tampoco alguna relación con la presencia o no de proyectos hidroeléctricos. La similitud taxonómica según el Índice de Sørensen también varía sin un patrón definido cuando se comparan ambos tipos de ríos. Se especula sobre las razones para este tipo de resultados y se proponen varias explicaciones.

Introducción

El recurso agua es, con seguridad, el más notorio tema en la agenda ambiental del presente siglo (Estado de la Nación, 2002); el manejo inteligente que permita su conservación, al tiempo que se atienden las necesidades de la creciente población humana, es uno de los retos más agudos (Pringle *et al.* 2000). En América Latina y el Caribe, con gran parte de los principales recursos acuáticos del mundo, se estima que la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos está más seriamente amenazada en extensión y severidad que la biodiversidad de los ecosistemas terrestres, debido sobre todo al crecimiento poblacional, a la disposición de desechos sin tratar en las aguas superficiales y al uso sin planificación de los suelos (Pringle *et al.* 2000).

La producción de energía hidroeléctrica también es un factor importante que afecta la cantidad y calidad del recurso hídrico por toda América Latina (Pringle y Scatena 1999); un cierto número de efectos se asocia a esta alteración de los ríos, entre éstos la fragmentación del hábitat, el rompimiento de los patrones migratorios de las especies y de sedimentación de materiales y la

alteración de los ingresos heterotróficos en el curso superior (Allan 1995; Giller y Malmqvist 1999). Según Pringle y Scatena (1999), la información de base respecto a los ecosistemas acuáticos es una necesidad urgente, tanto en el trópico americano como el asiático, si se quieren desarrollar estrategias de manejo apropiadas de los ríos.

En América Central, los principales proyectos hidroeléctricos como los de El Cajón (Honduras) y Chixoy (Guatemala) encaran múltiples problemas; se cuestiona que sobrevivan a unos pocos años más de operación (Pringle *et al.* 2000) y aquí, al igual que en otras latitudes del neotrópico, poco se sabrá del deterioro irreversible que se causó en estos ecosistemas (Pringle y Scatena 1999). En Costa Rica, el 71,7 % de la energía eléctrica se produce con el agua de los ríos y la mayoría de proyectos previstos o en construcción son de este tipo (Estado de la Nación 2002). En la región norte del país, entre tanto, en las cuencas de los ríos San Carlos y Sarapiquí, están en operación 10 proyectos hidroeléctricos y ocho en estudio (Chávez 2002).

En el presente trabajo se estudia la comunidad del bentos en ríos que tienen proyectos hidroeléctricos en operación y se compara con la de ríos que no los tienen. Se tiene como propósito hacer un aporte al conocimiento de los impactos que tienen en el desempeño global de los ecosistemas acuáticos de aguas frescas en el trópico.

Materiales y métodos

Se estableció una estación de muestreo en cuatro ríos distintos dentro de la cuenca del Río San Carlos (Tabla I y Figura 1). En los ríos La Vieja y La Balsa hay proyectos hidroeléctricos en operación en cada uno y desde hace varios años, lo que implica cambios diarios en la velocidad y profundidad del

Tabla 1
Características de las unidades de hábitat empleadas como estaciones de muestreo
en ríos de la cuenca del Río San Carlos

Río	Ubicación	Orden	Sustrato	Ancho (m)	Profundidad (m)	Tipo	Comentario
La Vieja	A la altura del puente entre Florencia y Sta. Clara.	3	Guijarros	17,3	0,13	Poza común	En este río opera el Proyecto Hidroeléctrico Chocosuela I, de 15 MV de Coopesca R.L.
Ron Ron	A la altura del puente entre Pénjamo y La Vieja.	2	Cantos	7,5	0,20	Corriente	En este río no opera ningún proyecto hidroeléctrico.
Sta. Clara	A la altura del puente entre Santa Rira y La Vieja.	3	Roca y cantos	14,7	0,34	Corriente	En este río no opera ningún proyecto hidroeléctrico.
La Balsa	A la altura del puente entre SantaRita y el Bajo Rodríguez	4	Guijarros	22,3	0,55	Rápidos, corriente fuerte	En este río opera el Proyecto Hidroeléctrico Daniel Gutiérrez de 18 mv de la CNFL.

agua por las retenciones en los embalses y la liberación de caudales para aumentar la producción de energía en las horas de mayor demanda (11 a. m. y 6 p. m.). En cada estación se establecieron tres puntos de recolección y cada uno consistió en una red tipo Surber, de 0,20 x 0,30 m, que se colocó perpendicular a la corriente, según aparece en Hauer y Lamberti (1996). Durante un minuto se removió manualmente y con cuidado todo el material de un área también de 0,20 x 0,30 m y el material desprendido se

recogía en la red. El material recogido en las tres muestras se colocó en una bolsa plástica de 8" x 14", que se pasó a su vez a un recipiente para que no sufriera ningún daño en el transporte, y se envió al Laboratorio de Biología, en donde se separó el material orgánico e inorgánico de los organismos presentes.

En las siguientes 24 horas, y nunca después de 36 horas, se recogieron todos los organismos visibles al microscopio estereoscópico a 40X. Los organismos se depositaron en alcohol 70° y se enviaron al Museo de Zoología de la Universidad

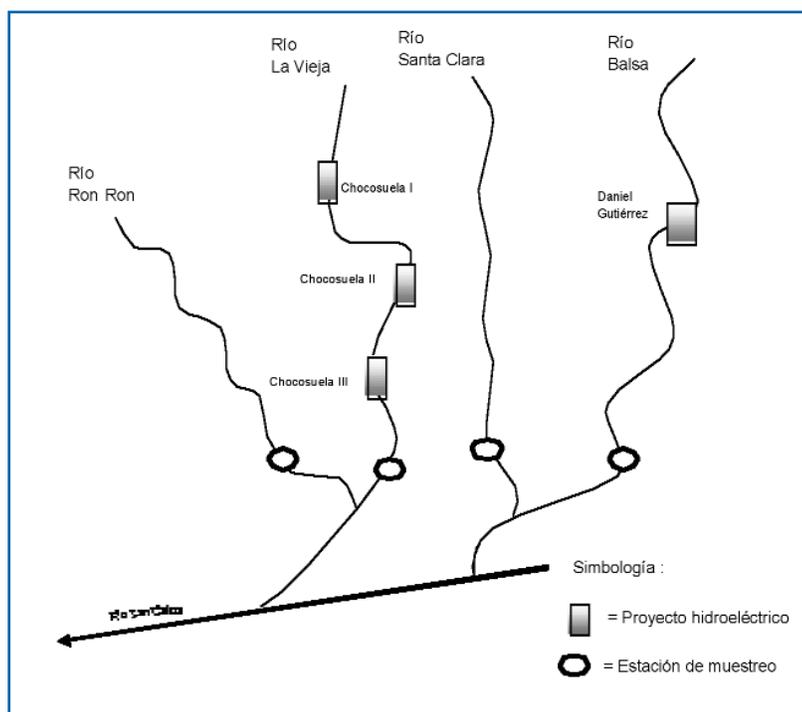


Figura 1
Representación esquemática de la ubicación relativa de las estaciones de muestreo en los ríos Ron Ron y Sta. Clara (sin proyectos hidroeléctricos) y La Vieja y Balsa (con proyectos hidroeléctricos) en la cuenca del río San Carlos

de Costa Rica, en donde fueron identificados hasta nivel de género y contados. En cada estación de muestreo se tomó nota del tipo de sustrato según criterio de Moore, Jones y Dambacher (1998), ancho del canal activo en metros, empleando una cinta de 30 metros y profundidad al momento de la medición, con una varilla graduada a los 0,05 m. Los muestreos se hicieron en la tercera semana de los meses de mayo, julio, agosto y octubre 2002, y siempre antes de las 11 am en el caso de los ríos La Vieja y La Balsa. Se determinaron la abundancia (número de individuos por área muestral), el Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (Whittaker 1975) y de riqueza taxonómica de Margaleff (Smith y Smith 2000) y el de Similitud de Sørensen (Southwood 1987) entre distintos ríos.

Resultados

La abundancia (N) (número de individuos totales/área muestral), siempre fue mayor en los ríos sin proyectos hidroeléctricos y, de los que si los tienen, el Río La Vieja siempre muestra los valores más bajos. En la fecha de mayo por ejemplo, mientras en los ríos sin proyectos se dio una media de 376,5 individuos/área muestral, en el Río La Vieja solo aparecen seis, es decir, más de 60 veces menos. En las siguientes fechas se observa datos muy parecidos (Tabla 2).

Una tendencia similar manifiesta la riqueza taxonómica (S), que siempre fue mayor en los ríos Ron Ron y Santa Clara, que no tienen plantas o proyectos hidroeléctricos. En el mes de julio aparecieron 42 taxones en el Río Santa Clara y cinco en La Vieja; entre ambos extremos las diferencias son marcadas entre ambos tipos de ríos (Tabla 2).

Lo observado en N y S no se repite con los valores de H de Shannon-Wiener. Por el contrario, en el río La Balsa, en el mes de mayo ocurre el más alto valor de H (3,51) en cualesquiera de los sitios y en el mismo río, en el mes de julio, el valor es mayor (3,92) que el del Río Ron Ron (3,81) aunque menor que el del Santa Clara (4,46). En el resto de fechas y lugares prevalece que H es mayor en los ríos sin proyectos hidroeléctricos que en los que sí los tienen. El Índice de Shannon-Wiener no solo incluye la riqueza taxonómica, sino también el componente de equitabilidad, razón por la que se esperaba una relación inversa con los valores del Índice de Simpson, que mide la concentración de la dominancia en la comunidad (Whittaker 1975). Sin embargo, la correlación entre ambas es prácticamente inexistente (r^2 de Pearson = - 0,34; $\alpha > 0,05$).

En el total de los cuatro ríos, y para todas las fechas de muestreo, se determinaron 57 taxones al nivel de

Tabla 2
Indices de riqueza taxonómica y diversidad en la comunidad bentónica de dos ríos con operación y dos sin operación de proyectos hidroeléctricos en la cuenca del Río San Carlos, Costa Rica, en un período de seis meses

Río Ron Ron (sin oper.)		Río La Vieja (con oper.)	Río Sta. Clara (sin oper.)		Río Balsa (con oper.)
May-02	N	379	6	374	81
	S	29	5	33	19
	C	0,27	0,22	0,16	0,12
	H	2,83	2,25	3,28	3,51
Jul-02	N	104	44	525	37
	S	24	12	42	18
	C	0,09	0,23	0,06	0,07
	H	3,81	2,68	4,46	3,92
Ago-02	N	228	6	100	0
	S	30	5	27	0
	C	0,11	0,22	0,08	-
	H	3,76	2,25	4,07	-
Oct-02	N	68	37	130	0
	S	16	12	23	0
	C	0,20	0,23	0,18	-
	H	5,07	4,57	5,52	-

Simbología :

N = Número total de individuos presentes/área muestral

S = Número de especies presentes.

d = Índice de Dominio de Simpson (Whittaker 1975)

H = Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (Southwood 1987)

género (Tabla 3); el mayor número total corresponde al Río Ron Ron (47) y el menor al Santa Clara (23), ambos con la condición de ausencia de proyectos hidroeléctricos. En el Río La Vieja aparecen 24 y en La Balsa 29. Los géneros *Camelobaetidius*, *Leptohyphes*, *Tricorythodes*, *Thraulodes*, *Smicridea*, *Heterelmis*, un quironómido e *Hydracarina* aparecen en todas las fechas y lugares, mientras que 14 taxones (29,8 % del total) aparecen solo una vez.

La aplicación del Índice de Similitud de Sørensen también arroja resultados inesperados, porque el grado en que se parece el río Ron Ron con el Santa Clara (0,54), ambos sin proyectos hidroeléctricos, es menor que el grado en que se parece el Ron Ron a los dos ríos con proyectos hidroeléctricos (0,61 con La Vieja y 0,60 con La Balsa) (Tabla 4). El Río Santa Clara comparte relativamente pocos taxones con los ríos La Vieja (0,38) y La Balsa (0,42) y, entre estos dos últimos, sí existe un buen número de taxones comunes (Tabla 4).

TABLA 3
Presencia de taxones en la fauna bentónica de los ríos Ron (RR), La Vieja (LV), La Balsa (LB)
y Santa Clara (SC) en la cuenca el Río San Carlos

ORDEN	RR	LV	LB	SC	ORDEN	RR	LV	LB	SC
Ephemeropt.	Baetidae: Baetodes	•	•	•	Coleoptera	Dryopidae: Dryops		•	•
	Baetidae: Camelobaetidius	•	•	•		Dytiscidae: Gen.undet.		•	
	Baetidae: Gen.undet.	•	•	•		Elmidae: Austrolimnius	•		
	Leptohyphidae: Asioplax	•	•	•		Elmidae: Cylloepus	•	•	
	Leptohyphidae: Leptohyphes	•	•	•		Elmidae: Heterelmis	•	•	•
	Leptohyphidae: Tricorythodes	•	•	•		Elmidae: Hexanchorus	•	•	•
	Leptohyphidae: Vacupernius	•	•	•		Elmidae: Macrelmis	•	•	
	Leptophlebiidae: Hydrosmilodon	•							
	Microcylloepus	•	•			Elmidae: Neelmis	•	•	•
	Leptophlebiidae: Thraulodes	•	•	•		Elmidae: Neocylloepus	•		
Plecoptera	Leptophlebiidae: Traverella	•			Elmidae: Phanocerus	•			
	Leptophlebiidae: Farrodes			•	Elmidae: Xenelmis	•		•	
	Perlidae: Anacroneuria			•	Elmidae: larvas undet.	•	•		
	Coenagrionidae: Argia	•		•	Psephenidae: Psephenus	•	•	•	
	Gomphidae: Gen.undet.	•			Ptilodactylidae: Anchytarsus	•	•		
	Libellulidae: cf. Brechmorhoga	•		•	Staphylinidae undet		•	•	
	Platystictidae: Palaemnema	•		•	Blephariceridae: Paltostoma		•	•	
					Chironomidae: Gen. Undet.	•	•	•	
					Ceratopogonidae: Gen. undet.	•	•	•	
					Dolichopodidae: Gen.undet.		•	•	
Hemiptera	Naucoridae: Cryphocricos	•		•	Empididae: Hemerodromia	•			
	Veliidae: Rhagovelia	•	•		Psychodidae: Gen.undet.		•	•	
	Corydaliidae: Corydalus	•	•	•	Psychodidae: Maruina	•	•	•	
	Calamoceratidae: Phylloicus	•	•		Simuliidae: Simulium	•	•	•	
	Glossosomatidae: Culoptila	•			Hydracarina		•	•	
	Hydropsychidae: Leptonema	•	•	•	Annelida: Oligochaeta	•	•	•	
	Hydropsychidae: Smicridea	•	•	•	Planariidae: cf. Dugesia	•	•	•	
	Hydroptilidae: Leucotrichia?	•			TOTAL TAXA	47	24	29	
	Hydroptilidae: Hydroptila	•							
	Hydroptilidae: Gen.undet.	•	•	•					
Megaloptera	Philopotamidae: Chimarra	•	•	•					
	Xiphocentronidae: Gen.undet.	•	•	•					
	Pyralidae: Petrophila	•	•	•					
Trichoptera									
Lepidoptera									

Tabla 4
Índices de Similitud de Sorensen
(Southwood, 1987) de la fauna
bentónica de ríos con y sin
proyectos hidroeléctricos. Cuenca
del río San Carlos, Costa Rica

Sin proyectos hidroeléctricos		Con proyectos hidroeléctricos	
RR	RSC	RLV	RLB
RR	0,54	0,61	0,60
	RSC	0,38	0,42
		RLV	0,60
			RLB

Simbología:

RR= Río Ron Ron
RSC= Río Santa Clara
RLV= Río La Vieja
RLB= Río La Balsa

Discusión

Varios paradigmas en la ecología de los ríos enfatizan que las comunidades de organismos en los cursos inferiores están en función de los procesos que ocurren aguas arriba (Minshall *et al.* 1985). La construcción de represas con propósitos de riego o de generación eléctrica y los cambios biológicos que provocan es uno de los casos mejor documentados (Allan 2000), en particular los efectos sobre la abundancia y la riqueza de especies de la bentofauna (Giller y Malmqvist 1998). En esta investigación se da un resultado similar, puesto que tanto la abundancia (N) como la riqueza taxonómica (S) son siempre más altas en los ríos sin proyectos hidroeléctricos que en aquellos que los tienen; sin embargo, hay discrepancias en relación con la forma en que las especies se organizan en su diversidad.

El uso de un índice como el de Diversidad de Shannon-Wiener se fundamenta en la idea de que un resultado alto es indicativo de una

comunidad balanceada y estable y, a pesar de las limitaciones que se les reconocen en ese propósito, es utilizado de un modo rutinario en estudios como el presente (Rosemberg and Resh 1996). Se esperaba encontrar una tendencia clara en los valores de H en el sentido de que serían mayores en los ríos Ron Ron y Santa Clara, puesto que no están sometidos a las variaciones diarias de la corriente, propias de los ríos en los que operan los proyectos hidroeléctricos (La Vieja y La Balsa) y, en consecuencia, no solo habría más especies, sino que éstas tendrían una presencia más equitativa. Lo opuesto a la equidad, es decir la concentración del dominio por unas pocas especies, se estableció con el Índice de Simpson e igualmente se suponía una relación inversa fuerte con H de Shannon-Wiener, cosa que tampoco se dio.

Los valores de los índices, tanto de diversidad como de dominio, no son extraños en sí mismos, puesto que caen dentro de los rangos normales registrados en la literatura (Allan 2000); la aparente inconsistencia de los valores entre los ríos se puede explicar con razones de distinto tipo. Salusso y Moraña (2002), al trabajar con algas planctónicas, encontraron que los índices de diversidad proporcionan solo una aproximación general en la descripción ambiental, porque no permitieron detectar diferencias de escala en una gradiente temporal-espacial de contaminación. Achacan sus resultados al hecho de que la diversidad puede estar sujeta a los cambios episódicos propios de los ambientes lóticos y a que la variación de los índices no es lineal con el tamaño de las unidades muestrales y la extensión del área de estudio (Salusso y Moraña 2002).

Por otro lado, según Allan (2002), el efecto de las represas en los ríos deja de ser evidente a una cierta distancia aguas abajo a partir de ésta. En nuestro caso, en los ríos La Vieja y La Balsa, las

estaciones de muestreo se establecieron varios kilómetros aguas abajo de donde se encuentran las represas; en ambos casos, no menos de 10 km. Se desconoce con qué rapidez las poblaciones de la bentofauna se ajustan a los cambios provocados por la operación de las plantas y en qué cercanía las represas dejan de manifestar ese efecto, pero es posible que ese factor tenga alguna influencia en nuestros resultados.

La ambigüedad que se reconoce para los índices señalados parece reflejarse también al comparar el grado de similitud taxonómica con el Índice de Sørensen; es muy probable que los patrones de variación temporal y espacial del bentos requieran entonces observaciones de plazos más largos que los reportados aquí. El uso de estos descriptores de la comunidad bentónica puede ser más provechoso si, además, se complementan con otros como la organización por grupos funcionales o por índices bióticos (Rosemberg and Resh 1996).

Conclusiones

La importancia de programas de seguimiento sobre los efectos a largo plazo de represar los ríos tropicales tiene poca discusión. Sin embargo, falta aún evidencia que permita visualizar esos efectos no sólo en especies tan notorias como los peces que migran aguas arriba sino en componentes bióticos de fácil estudio, como la fauna bentónica. En este trabajo, variables como la abundancia y la riqueza taxonómica en el bentos muestran un descenso en los ríos en los que operan proyectos hidroeléctricos respecto a los que no los tienen esto permite acumular evidencia de cambios de algún tipo que se puedan atribuir a este uso de los ríos. El hecho de que otros indicadores, como los Índices de Diversidad de Shannon-

Wiener y de Dominio de Simpson, no aporten tendencias consistentes puede deberse a que a la distancia que se establecieron las estaciones de muestreo las poblaciones en el bentos ya están completamente recuperadas, o que se requieren mediciones de más largo plazo para aumentar la consistencia de los resultados.

En todo caso, este tipo de trabajo constituye un aporte al conocimiento de la ecología de los ríos tropicales y eleva el conocimiento sobre cómo las actividades humanas los alteran.

Bibliografía

- Allan, J.D. 1995. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers. 388 p.
- Chávez, M. 2002. *Análisis de la vulnerabilidad del recurso hídrico y opciones de manejo sostenible en la Cuenca del Río San Carlos*. San Pedro, Costa Rica. Universidad de Costa Rica. Facultad de Ingeniería. Escuela de Ingeniería Civil. Tesis. Trabajo de Graduación para optar al grado de Licenciado en Ingeniería Civil. 273 p.
- Giller, P.S.; Malmqvist. 1998. *The biology of streams and rivers*. Oxford. Oxford University Press. 296 p.
- Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Peterson, R.C.; Cushing, C.E; Bruns, D.A.; Sedell, J.R.; Vannote, R.L. 1985. *Developments in stream ecosystem theory*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 42:1045-1055.
- Pringle, C. 1997. *Exploring how disturbance is transmitted upstream: going against the flow*. Journal North American Benthological Society. 16(2):425-438.
- Pringle, C. 2000. River conservation in tropical versus temperate latitudes. In: Boon, P.J.; Davies, B.R. and Petts, G.E. (eds). *Global Perspectives on River Conservation : Science, Policy and Practice*. New York. John Wiley. pp : 371-384.

- Pringle, C.; Scatena, F. 1999. Aquatic ecosystem deterioration in Latin America and the Caribbean. In: Hatch, L.U. and SWISHER, M.E. (eds). *Managed Ecosystems: The Mesoamerican Experience*. Oxford University Press. New York. pp:104-113.
- Pringle, C.; Scatena, F.; Paaby-Hansen, P.; Nuñez-Ferrera, M. 2000. River conservation in Latin America and the Caribbean. In: Boon, P.J.; Davies, B.R. and Petts, G.E. (eds). *Global Perspectives on River Conservation: Science, Policy and Practice*. New York. John Wiley. pp: 41-77.
- Proyecto Estado de la Nación. 2002. *Estado de la Nación. Informe 8*. San José. 366 p.
- Rosemberg, D.M.; Resh, V.H. 1996. Use of aquatic insects in biomonitoring. In: Merritt, R.W. and Cummins, K.W. (eds). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque, Iowa. Kendall/Hunt. pp: 87-97.
- Salusso, M.M. y Moraña, L.B. 2002. *Comparación de índices bióticos utilizados en el monitoreo de dos sistemas lóticos del noroeste argentino*. Revista de Biología Tropical. 50(1):327-336.
- Smith, R.L. y Smith, T.M. 2001. *Ecología*. Madrid. 4a Edición. Adison Wesley. 642 p.
- Southwood, T. 1987. *Ecological methods*. London. Chapman and Hall. 524 p.
- Whittaker, R.H. 1975. *Communities and Ecosystems*. New York. MacMillan. 385 p.