

Efecto del reemplazo de la vegetación nativa de ribera sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de climas templados, Chile central

Replacement effect of riparian native vegetation on benthic macroinvertebrates community in temperate climate streams, Central Chile

Gabriela Mancilla, Claudio Valdovinos,
Marysol Azocar, Paula Jorquera
y Ricardo Figueroa

Unidad de Sistemas Acuáticos, Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile,
Universidad de Concepción. Casilla 160-C, Concepción, Chile
e-mail: gmancilla@udec.cl

Mancilla G., C. Valdovinos, M. Azocar, P. Jorquera y R. Figueroa. 2009. Efecto del reemplazo de la vegetación nativa de ribera sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de climas templados, Chile central. *Hidrobiológica* 19 (3): 193-203.

RESUMEN

El aporte de materia orgánica desde la vegetación ribereña es determinante en la estructura y complejidad de los sistemas fluviales; es identificado como el mayor aporte energético en ríos y una fuente importante de alimento para macroinvertebrados en arroyos de cabecera. No obstante, el paisaje ribereño ha sido altamente degradado por actividades humanas, lo que ha afectado la estructura y composición de las comunidades acuáticas. El presente estudio se desarrolló en Chile central (región del Biobío) donde se concentra una intensa actividad forestal con especies exóticas. Se seleccionaron ríos de bajo orden (<3), por su sensibilidad al cambio de uso del suelo, los cuales fueron clasificados de acuerdo a la cobertura de bosque nativo como mayor al 20% (grupo 1) y menor al 20% (grupo 2). La comparación de los macroinvertebrados según esta clasificación mostró una abundancia significativamente menor ($p < 0.05$) de Plecoptera en sitios con menos vegetación nativa. Al comparar los grupos tróficos funcionales, hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) para los fragmentadores y los depredadores quienes disminuyeron su abundancia, mientras que los detritívoros aumentaron, lo que demuestra su dependencia del aporte alóctono. Las correlaciones entre el porcentaje de cobertura vegetal y los parámetros comunitarios de macroinvertebrados destacó la correlación entre la Diversidad (H') y la mezcla de bosque nativo y especies exóticas ($r = 0.91$). Los resultados sugieren la necesidad de conservar un área amortiguadora con vegetación ribereña nativa en arroyos y ríos, que permita mantener la estructura y diversidad de las comunidades y con ello, el estado de salud de estos ecosistemas.

Palabras claves: Macroinvertebrados, vegetación ribereña, bosque nativo, plantación exótica.

ABSTRACT

The organic matter from riparian vegetation is determined by the structure and complexity of streams. It presents a higher energetic input to streams as well as important source of food for macroinvertebrates in head streams. In spite of its importance, riparian landscape has been rapidly degraded by human activity, this affects structure and composition of the aquatic community. The present study was made in Central Chile (Biobio Region) which has

intensive forest activity with exotic species. Small streams were selected (<3 order), because they are very particularly sensitive to changes in land use. The sites were grouped identified according to native forest land cover larger than 20% (group 1) and smaller than 20% (group 2). Significant differences ($p < 0.05$) in Plecoptera abundance ($p < 0.05$) were found between the two groups. Differences in trophic groups were significant for shredders and predators increased and gathering-collectors decreased their abundance, with native cover smaller than 20%. This showed the dependent on allochthonous material. The vegetation cover and community parameters correlations showed that Diversity (H') increased with higher percentage of watershed covered by native vegetation and exotic species mix. Results suggest that a buffer conservation area of native riparian vegetation is necessary in streams and rivers in order to maintain the structure and diversity of macroinvertebrates and health of these ecosystems.

Keys word: Macroinvertebrates, riparian vegetation, native forest, exotic plantation.

INTRODUCCIÓN

El aporte de materia orgánica a los sistemas fluviales por la vegetación ribereña es determinante en su estructura y complejidad (Boothroyd *et al.*, 2004). Constituye el mayor aporte energético a los ríos, principalmente en arroyos de cabecera que se desarrollan en medio de bosques de hojas caducas (Nakano *et al.*, 1999), siendo éstas una fuente importante de alimento para los macroinvertebrados que allí habitan (Vannote *et al.*, 1980; Flory & Milner, 1999). No obstante, el paisaje ribereño ha sido altamente degradado por las actividades humanas (Ríos & Bailey, 2006).

En Norteamérica, el desarrollo urbano, la actividad industrial, el pastoreo y la agricultura (Stevens & Cummins, 1999; Ríos & Bailey, 2006) han sido relevantes en el proceso de degradación de la vegetación ribereña. En Europa, Sudamérica, Sudáfrica y Nueva Zelanda, el principal cambio de la vegetación ribereña ha sido la expansión de las plantaciones forestales, especialmente de coníferas procedentes de Norte América (Le Maitre, 1998; Thompson & Townsend, 2003; Estades & Escobar, 2005). Esto ha afectado la estructura y composición de las comunidades dulceacuícolas, constituidas principalmente por macroinvertebrados bentónicos (Death *et al.*, 2003; Quinn *et al.*, 2004; Thompson & Townsend, 2004). En el primer caso la degradación se debe a que el dosel controla la penetración de la luz que entra al arroyo y consecuentemente afecta la productividad primaria y la temperatura del agua (Boothroyd *et al.*, 2004), lo que genera un efecto cascada sobre los grupos superiores (consumidores y predadores). El segundo caso, el deterioro es ocasionado por la naturaleza del material que entra al sistema acuático, puesto que el dosel es reemplazado por vegetación exótica.

Algunos autores (Thompson & Townsend, 2003; Quinn *et al.*, 2004) han documentado que sistemas con plantaciones forestales y bosque nativo pueden estar asociados a comunidades acuáticas similares que varían principalmente en abundancia y biomasa de macroinvertebrados. Al respecto, hay muy pocos estudios conocidos para Sudamérica. Cheshire *et al.* (2005) discuten que en zonas tropicales esto puede ser muy distinto, puesto que las altas temperaturas son determinantes en el aporte constante de

hojas. Para Chile, sólo se conoce el trabajo de Guevara-Cardona *et al.* (2006), en el cual compararon la composición taxonómica y la biomasa, observando sólo en la segunda diferencias entre los escenarios estudiados.

Chile central presenta bosques templados con condiciones similares a los de Australia y Nueva Zelanda, en los cuales el proceso de descomposición esta condicionado fuertemente por la presencia de macroinvertebrados fragmentadores. La introducción de plantaciones forestales cubre 2.1 millones de ha (Conaf, 2009), y en muchos casos reemplaza a la vegetación nativa de ribera, y se desconoce su efecto sobre la fauna de los sistemas acuáticos. Este trabajo planteó como objetivo principal evaluar el efecto del reemplazo de la vegetación nativa de ribera por vegetación exótica, sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en sistemas templados de Chile central.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. Este estudio se desarrolló en Chile central, región del Biobío, en donde existe una transición entre el clima mediterráneo húmedo y el clima templado húmedo del sur (Luebert & Plissock, 2005). En la región existe una intensa actividad forestal con amplias extensiones de reemplazo de bosque nativo por especies exóticas. En la zona fueron seleccionados 13 arroyos (tabla 1) de bajo orden (<3), los cuales son más dependientes de las entradas de materia y energía desde el sistema terrestre que lo rodea (Vannote *et al.*, 1980; Kreuzweiser *et al.*, 2005), y por lo tanto, son sistemas muy sensibles a los cambios del uso de suelo.

Se tuvo especial cuidado de que los arroyos estudiados tuvieran una mínima intervención urbana directa sobre su cauce. Once de los trece sitios estaban distribuidos en el área de la Cordillera de la Costa con alta presencia de actividad forestal (E1 a E11) y los dos restantes se encontraban en la Precordillera de los Andes (R1-R2) en donde el bosque nativo se encuentra bien conservado, sin influencias importantes de actividades antrópicas, especialmente con ausencia de vegetación exótica (tabla 1, Fig. 1). Estos últimos fueron utilizados como controles.

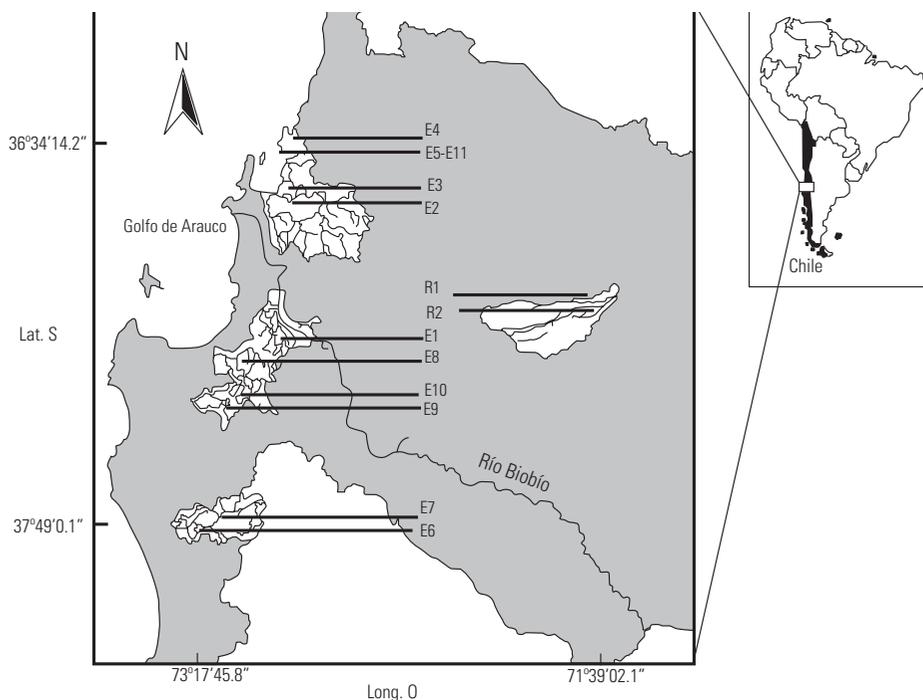


Figura 1. Sitios estudiados en la zona centro-sur de Chile (Sudamérica).

Caracterización vegetacional y de hábitat acuático. Cada sitio fue clasificado mediante la información de red hídrica y porcentaje de cobertura vegetal. La clasificación de la vegetación de ribera se hizo según las metodologías de Potter *et al.* (2005) y se usó como apoyo cartografía del área de estudio a escala 1:50000. Para proceder a cerrar la cuenca de los arroyos definiendo como límite de drenaje aguas arriba de cada punto de muestreo, se empleó el programa Arcview SIG 3.2 (ESRI, 1999).

Para cada punto de muestreo se consideraron las características físicas como ancho (m) y profundidad del cauce (m), tamaño de canto redondeado (m) y velocidad de la corriente ($m \cdot s^{-1}$). Paralelamente, fueron evaluadas *in situ* las variables físico-químicas del hábitat acuático, con mediciones de temperatura, conductividad y pH en la columna del agua. La vegetación ribereña fue descrita mediante la observación en terreno a orillas del sitio seleccionado considerando su ancho en metros.

Caracterización de las comunidades acuáticas bentónicas. Los macroinvertebrados fueron recolectados en los mismos lugares descritos mediante una red Surber de $0.09 m^2$ de superficie de muestreo y $250 \mu m$ de apertura de malla (ASTM, 1989.), tomando 10 muestras por sitio. Todas las muestras fueron fijadas en alcohol al 95% y transportadas al laboratorio. Su identificación se realizó con ayuda de literatura especializada en la taxonomía de cada grupo: Plecoptera (Illies, 1963; Caamaño, 1985; Stark *et al.*, 2009), Tricoptera (Flint, 1979; Flint *et al.*, 1999; Holzenthal, 2004), Megaloptera (Flint, 1983), Ephemeroptera (Domínguez *et al.*, 2006) y macroinvertebrados del neotrópico en general

(Fernández & Domínguez, 2001; Domínguez & Fernández, 2009). Además se definió el grupo trófico funcional para cada uno de los taxa de acuerdo a lo descrito por Merritt & Cummins (1996a,b), Hauer & Resh (1996) y Miserendino (2007), como: fragmentadores, detritívoros, filtradores y depredadores.

De esta forma se obtuvo la matriz de riqueza y abundancia de los taxa ($ind \cdot m^{-2}$) para cada sitio de muestreo, información que permitió calcular, Diversidad de Shannon (H') y dominancia de Simpson (D) (tabla 1), utilizando el programa Primer 6 versión 6.1.2. (Clarke & Gorley, 2005). Cada una de estas variables fue correlacionada mediante Correlaciones de Spearman con las coberturas vegetales de la cuenca. Asimismo, las abundancias de cada orden de macroinvertebrados en cuencas con cobertura nativa superior al 20% (grupo 1) e inferior al 20% de la superficie de la cuenca (grupo 2), fueron comparadas mediante la prueba de Wilcoxon para comparar dos grupos de datos, puesto que los datos no cumplieron con supuesto de normalidad. Los resultados fueron expresados con el estadístico Z por presentar cada grupo más de 20 muestras. El mismo procedimiento fue realizado para comparar los grupos tróficos funcionales, utilizando el programa JUMP 4.0.2 (SAS, 2000).

También se relacionaron las familias de macroinvertebrados con una abundancia relativa superior al 2% con las características ambientales, mediante un análisis de correspondencia canónica (ACC), utilizando los programas CANOCO y CANODRAW (Ter Braak & Smilauer, 2002), para encontrar que factores ambientales explican la distribución (inter-set) y

Tabla 1. Caracterización de los sitios de estudios con respecto a su ubicación, porcentajes de cobertura vegetal de las subcuena, característica de hábitat, características físicas, químicas y parámetros comunitarios para todos los sitios del presente estudio.

Identificador	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Nombre Sitio	Estero Moya	Estero Penco	Estero El Cabrito	Estero Coliumo I	Estero Coliumo II	Estero Puyehue	Tributario Cayucupil
Latitud S	37°12'03.6"	36°45'31.3"	36°43'34.3"	36°34'14.2"	36°35'25.9"	37°49'01.1"	37°47'34.6"
Longitud O	72°59'15.3"	72°56'26.0"	72°57'42.7"	72°57'09.7"	72°56'47.3"	73°17'45.8"	73°12'01.8"
Cuenca	Biobío	Costera	Costera	Costera	Costera	Lebu	Lebu
Subcuena	Huedihue	Penco	Lirquén	Coliumo	Coliumo	Puyehue	Cayucupil
Área de la subcuena (km ²)	67.77	13.83	15.97	25.05	25.05	253.25	76.28
Ribera nativa(m)	9	1,5	1	8	1	2	15
Vegetación exótica (%)	34	65	85	40	70	60	60
Vegetación exótica y Bosque Nativo (%)	0	35	5	0	0	5	0
Bosque Nativo (%)	33	0	5	5	5	10	40
Ancho(m)	1.0	1.5	2.0	1.0	1.5	1.5	1.5
Profundidad (m)	0.3	0.2	0.25	0.05	0.15	0.15	0.15
Guijarros (m)	0.15	0.13	0.13	0.1	0.2	0.3	0.3
Guijarros (% cobertura)	65	60	65	65	70	70	60
Grava (% cobertura)	20	20	25	20	20	20	15
Arena (% cobertura)	15	20	10	15	10	10	25
Velocidad (m/s)	0.3	0.2	0.2	0.3	0.4	0.3	0.3
Temperatura (°C)	14	12.6	12	11.4	11.5	13.2	13.1
Conductividad (μS/cm ²)	68.5	64	86	61	53	29	38
pH	7.52	7.8	7.52	7	7.04	7.35	7.6
Riqueza específica (S)	40	29	31	30	30	20	26
Abundancia (N)	394	795	412	281	602	158	298
Equidad (J')	0.7703	0.6742	0.7502	0.8091	0.7192	0.8357	0.8231
Diversidad de Shannon (H')	2.842	2.270	2.576	2.752	2.446	2,504	2.682
Diversidad de Simpson (D)	0.9039	0.8325	0.8895	0.9047	0.8764	0.9007	0.9125
Especies dominantes en la ribera ¹	Chq ¹ , Pb ¹	Fm ¹ , Rf ²	Fm ¹ , Rf ²	Chq ¹ , Pb ¹ , S ¹ , Pt ¹	Chq ¹ , Rf ² , Am ²	Pb ¹ , Gt ¹ , Pu ¹	Pb ¹

Tabla 1 (Continuación). Caracterización de los sitios de estudios con respecto a su ubicación, porcentajes de cobertura vegetal de las subcuenca, característica de hábitat, características físicas, químicas y parámetros comunitarios para todos los sitios del presente estudio.

Identificador	E8	E9	E10	E11	R1	R2
Nombre Sitio	Estero Las Corrientes	Estero Necesidades	Quebrada Pte Alto	Estero Coliumo III	Estero Las Vacas	Estero Las Vacas
Latitud S	37°16'36.5"	37°25'49.1"	37°23'44.4"	36°35'31.6"	37°04'34.0"	37°04'34.3"
Longitud O	73°09'20.5"	73°11'27.5"	73°07'32.5"	72°56'53.3"	71°39'01.7"	71°39'02.1"
Cuenca	Caram-Pangue	Caram-Pangue	Caram-Pangue	Costera	Itata Alto	Itata Alto
Subcuenca	Lia	Necesidades	Cabrera	Coliumo	Yungay	Yungay
Área de la subcuenca (km ²)	170.14	19.16	62.93	25.05	353.93	353.93
Ribera nativa(m)	1	1.2	10.5	3	30	30
Vegetación exótica (%)	70	90	100	80	0	0
Vegetación exótica y Bosque Nativo (%)	0	5	0	0	0	0
Bosque Nativo (%)	20	0	0	0	100	100
Ancho(m)	1.8	2.0	1.5	1.0	1.0	1.5
Profundidad (m)	0.18	0.15	0.1	0.1	0.2	0.2
Guijarros (m)	0.18	0.18	0.25	0.2	0.15	0.1
Guijarros (% cobertura)	65	80	70	70	20	20
Grava (% cobertura)	20	15	20	20	65	65
Arena (% cobertura)	15	5	10	10	15	15
Velocidad (m/s)	0.5	0.5	0.3	0.2	-	-
Temperatura (°C)	15.9	15.3	14	11.2	11.2	11
Conductividad (μS/cm ²)	14	38	28	51	47,2	38,4
pH	7.13	7.57	7.55	7.4	6.67	6.96
Riqueza específica (S)	39	32	36	35	18	32
Abundancia (N)	2301	1346	1176	522	192	633
Equidad (J')	0.6162	0.6064	0.6584	0.7514	0.6317	0.7085
Diversidad de Shannon (H')	2.257	2.102	2.359	2.672	1.826	2.455
Diversidad de Simpson (D)	0.8388	0.7946	0.8626	0.8897	0.711	0.8477
Especies dominantes en la ribera	Am ²	Chq ¹ , No ¹ , Lr ¹ , Pr ²	Chq ¹ , Fm ¹ , No ¹ , Nd ¹	Chq ¹ , Pt ¹ , Rf ² , Am ²	Nd ¹ , Chq ¹ , Dw ¹ , Fm ¹ , P ¹	Nd ¹ , Chq ¹ , Dw ¹ , Fm ¹ , P ¹

¹**Nativas:** Chq: *Chusquea quila* Kunth, Pb: *Peumus boldus* Molina, No: *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst., Nd: *Nothofagus dombeyi* Blume, Dw: *Drymis winteri* J.R.Forst. et. Forst. Fm: *Fucsia magellanica* Lam., S: *Scirpus* sp.; P: *Pterodophyta*; Gt: *Gunnera tinctoria* (Molina) Mirb., P: *Puya* sp., Lr: *Lapageria rosea* Ruiz et Pav.

²**Exóticas:** Pr: *Pinus radiata* D. Don, Am: *Acacia melanoxylon* R. Br., Rf: *Rubus fruticosus* L.

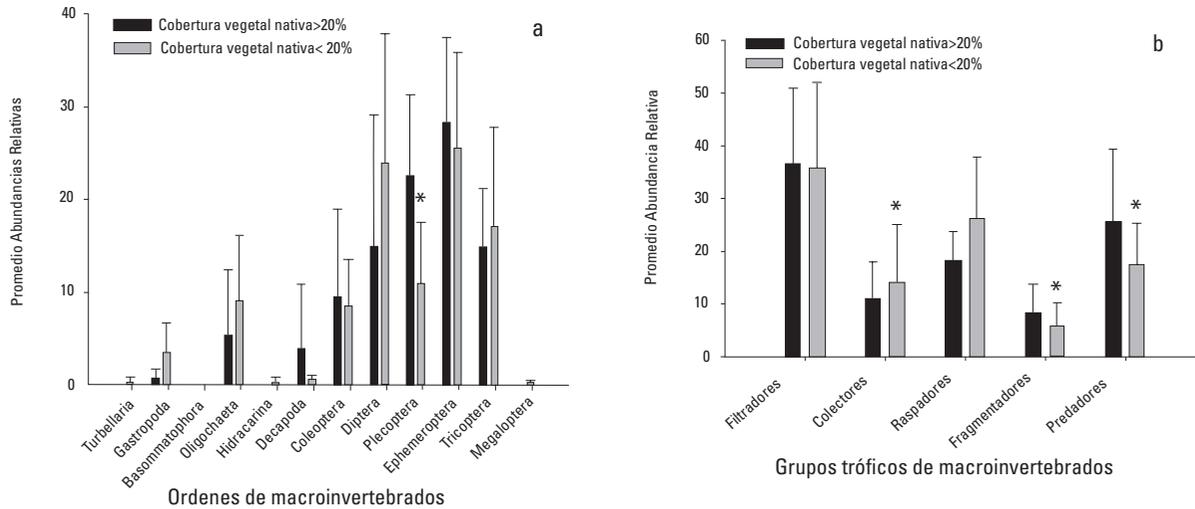


Figura 2a-b. Comparación de las abundancias relativas de: a) órdenes de macroinvertebrados; y b) de grupos tróficos, para las diferentes categorías de cobertura vegetal definidas (* = diferencia significativa; $p < 0.05$).

composición de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

Las características ambientales utilizadas fueron las que no se correlacionaron entre sí, tales como: coberturas (% bosque nativo, % especies exóticas, % mezcla bosque nativo con exóticas, % matorrales, % plantaciones agrícolas, % urbanización), conductividad, temperatura, pH, tamaño de bolón y profundidad.

RESULTADOS

Caracterización vegetal y de hábitat acuático. El análisis cartográfico mostró que la cobertura de bosque nativo presente en la zona es entre 0% (sitios E2, E9, E11) y 40% (E7), mientras que el porcentaje de plantaciones exóticas fluctuó entre 34% (E1) y 95% (E10) (tabla 1). De acuerdo a esta cobertura de la cuenca, los sitios de muestreo se clasificaron en: grupo 1, las cuencas con un porcentaje >20% de su área con bosque nativo (sitios E1, E7, E8, R1 y R2); y grupo 2, cuencas con porcentaje <20% de su área con bosque nativo (sitios E2, E3, E4, E5, E6, E10 y E11).

La especie más recurrente fue *Chusquea quila* Kunth, un bambú nativo de vida arbustiva, que se encuentra siempre en la ribera de los cauces aportando sombra a éstos. Dentro de los sitios estudiados las formas arbóreas nativas que prevalecieron fueron, *Peumus boldus* (E1), *Nothofagus obliqua*, (E9), (E10) y exóticas como *Acacia melanoxylon* (E4, E8 y E11) y *Pinus radiata* (E9).

Sólo uno de los sitios (E7) fue muestreado en un parche de bosque nativo (tabla 1) y otros dos (R1 y R2) contaban con 100% de cobertura de bosque nativo. En la mayoría de los sitios restantes se observó una combinación de especies exóticas y nativas.

Esto coincidió con las observaciones de terreno de la vegetación ribereña donde se registró intervención con especies exóticas, en la mayoría de los casos de interés comercial (*Pinus radiata* y *Eucalyptus* sp.), especialmente el grupo 2.

Respecto a la caracterización del hábitat, el ancho medio de los arroyos fue de 1.4 m (entre 1.0 - 2.0 m) y una profundidad media de 0.18 m (rangos entre 0.05 - 0.25 m). El tamaño del sustrato fue entre 0.10 y 0.30 m con una media de 0.19 m. La velocidad de corriente media fue de 0.32 m·s⁻¹ (rangos entre 0.2 - 0.5 m·s⁻¹). En relación a las variables ambientales evaluadas *in situ* se observó una baja variabilidad, la temperatura media del agua fue de 12.8 °C (rangos entre 11.2 - 15.9 °C). La conductividad media fue de 47.4 μS·cm⁻² (rangos entre 14 - 86 μS·cm⁻²). El pH medio fue de 7.3 (rangos entre 6.67 - 7.98). Los bajos valores de temperatura y conductividad, el pH neutro y baja variabilidad entre todos los sitios de muestreos, indicó que son aguas blandas y de buena calidad (tabla 1).

Comunidades de macroinvertebrados bentónicos. El número total de ind·m⁻² por sitio de muestreo fluctuó entre 520 y 2841 (sitios E4 y E8, respectivamente), con un total de 9086 individuos colectados, los que fueron clasificados en 13 grupos taxonómicos pertenecientes principalmente a insectos. Los grupos más abundantes fueron los órdenes Ephemeroptera (3036 ind·m⁻²), Diptera (2,864 ind·m⁻²) y Trichoptera (2241 ind·m⁻²). La riqueza varió entre 18 y 40 taxa, estando los mayores valores en E1 y E8 (40 y 39 taxa, respectivamente). Respecto a los grupos tróficos funcionales, los filtradores fueron los mejor representados con porcentajes entre 32 y 57% (E2 y E9, respectivamente). Secundariamente, los raspadores fueron importantes sólo en los sitios E4 y E5 (entre el 36 y 49%, respectivamente); mientras que los depredadores fueron importantes en los sitios E1 y E7 (36 y 45 %, respectivamente).

El análisis comparativo de las comunidades de macroinvertebrados dependiendo de la cobertura de vegetación nativa mayor o menor al 20% de la cuenca, en cuanto a las abundancias de los órdenes de macroinvertebrados con el test de Wilcoxon, (figura 2a), mostró diferencia significativa sólo para Plecoptera ($Z= 1.98$; $p = 0.048$). Al comparar los grupos tróficos (Fig. 2b) se observaron diferencias significativas para detritívoros ($Z= 1.99$; $p = 0.023$), los fragmentadores ($Z= 2.95$; $p = 0.003$; $\chi^2_{1g,1}=3.82$) y los depredadores ($Z= 2.48$; $p = 0.013$).

En relación a las correlaciones realizadas, destacan las obtenidas para dominancia y diversidad con las categorías de cobertura vegetal (% vegetación nativa, % mezcla nativo con exótico, % vegetación exótica y ancho de la ribera con especies nativas en la cuencas de cada sitio estudiado). También es posible observar algunas relaciones no significativas (figura 3) en las cuales el aumento de la vegetación exótica se asocia a la dominancia de taxa ($r=0.33$; $p > 0.05$) y de igual forma al haber más vegetación nativa la dominancia disminuyó ($r=-0.49$; $p > 0.05$). Las correlaciones entre la diversidad en el bosque nativo y en la vegetación exótica no fue significativa ($r= 0.06$ y $r= -0.02$, respectivamente; $p > 0.05$). Sin embargo, cuando existe una mezcla de bosque nativo con vegetación exótica se observa una alta correlación negativa con la diversidad de Shannon ($r = -0.91$; $p < 0.05$).

El ACC (tabla 2) junto con la gráfica de ordenamiento (figura 4) mostró que el primer eje explica el 18.5% del ordenamiento de las comunidades acuáticas respecto a las variables ambientales. El segundo eje explica el 14.5% y el tercero un 10.9%, llegando su conjunto sólo a un 44.9% de la explicación del ordenamiento de las comunidades de macroinvertebrados. El ordenamiento muestra influencia del bosque nativo en el ordenamiento de la familia Austroperlidae (Plecoptera; $r = 0.95$) y Policentropodidae (Tricoptera; $r = 0.97$). Los matorrales, tuvieron relación con la presencia de las familias Perlidae ($r=0.89$; Plecoptera) Coloburicidae ($r = -0.77$; Ephemeroptera) y Philopotamidae ($r=0.56$; Tricoptera). Por otro lado, las coberturas con usos antrópicos (plantación de vegetación exótica, mezcla de vegetación nativa con exótica, uso urbano y agrícola) se relacionaron con el ordenamiento, principalmente, de las familias Austroperlidae ($r=-0.95$; Plecoptera), Blephariceridae ($r = 0.76$; Diptera), Amnicolidae ($r = 0.80$; Gastropoda) y Ecnomiidae ($r = 0.72$; Trichoptera). Dentro de las variables físico química la que mejor correlaciona con algunos usos de suelo es el pH (BN con $r = -0.59$; VE con $r = 0.70$; VE-BN con $r = 0.54$).

DISCUSIÓN

La vegetación ribereña constituye un ecotono entre los hábitats terrestre y acuático, con características bióticas y físicas únicas que aportan un conjunto de funciones ecosistémicas (Osborne & Kovacic, 1993; Lyon & Gross, 2005). No obstante, su importancia

Tabla 2. Resultados del análisis de correspondencia canónica (ACC) realizados en CANOCO.

Ejes	Resumen ACC			
	1	2	3	4
Valores propios	0.185	0.145	0.109	0.103
Correlación especie-ambiente	1.000	1.000	1.000	1.000
Porcentaje Varianza acumulada de datos especies	22.3	39.8	52.9	65.3
Porcentaje Varianza acumulada de relación especie-ambiente	22.3	39.8	52.9	65.3
Suma valores propios				0.829
Suma valores propios canónicos				0.829

ha sido ignorada y generalmente, esta franja se encuentra altamente degradada debido al desarrollo de diversas actividades antrópicas (Ríos & Bailey, 2006). Algunos estudios (Vannote *et al.*, 1980; Wallace *et al.*, 1997; Nakano *et al.*, 1999; Yam & Dudgeon, 2005) han mostrado la dependencia de los invertebrados acuáticos de las hojas alóctonas como alimento y trozos de madera que llegan a los ríos pueden tener influencia sobre los procesos físicos y biológicos, especialmente al diversificar los hábitats (Nakano *et al.*, 1999; Thompson & Townsend, 2004; Lyon & Gross, 2005; Ríos & Bailey, 2006).

El presente estudio encontró diferencias significativas entre los grupos tróficos que dependen directa o indirectamente de la entrada de material alóctono, entre sitios con cobertura de vegetación nativa mayor o menor al 20%. Entre éstos destaca el grupo de los fragmentadores, que fue importante en arroyos con riberas de vegetación nativa, lo que coincide con los modelos propuestos para ríos de cabecera que se desarrollan en bosques cerrados (Vannote *et al.*, 1980; Hauer & Resh, 1996). Los fragmentadores disminuyeron significativamente en sitios con reemplazo de bosque nativo por plantaciones exóticas. Esta disminución podría provocar impactos mayores sobre la estructura de la comunidad, ya que este grupo es el componente que promueve el proceso inicial de degradación del material alóctono (Lemly & Hilderbrand, 2000), por lo que cambios en su representatividad puede ocasionar un efecto en cadena sobre los procesos tróficos aguas abajo.

Los efectos sobre el procesamiento de la materia orgánica son consistentes con el cambio observado en el grupo de los detritívoros que aumentó en su importancia, mientras que se registró una disminución de los depredadores, este último grupo dependiente de un buen balance entre las abundancias de los

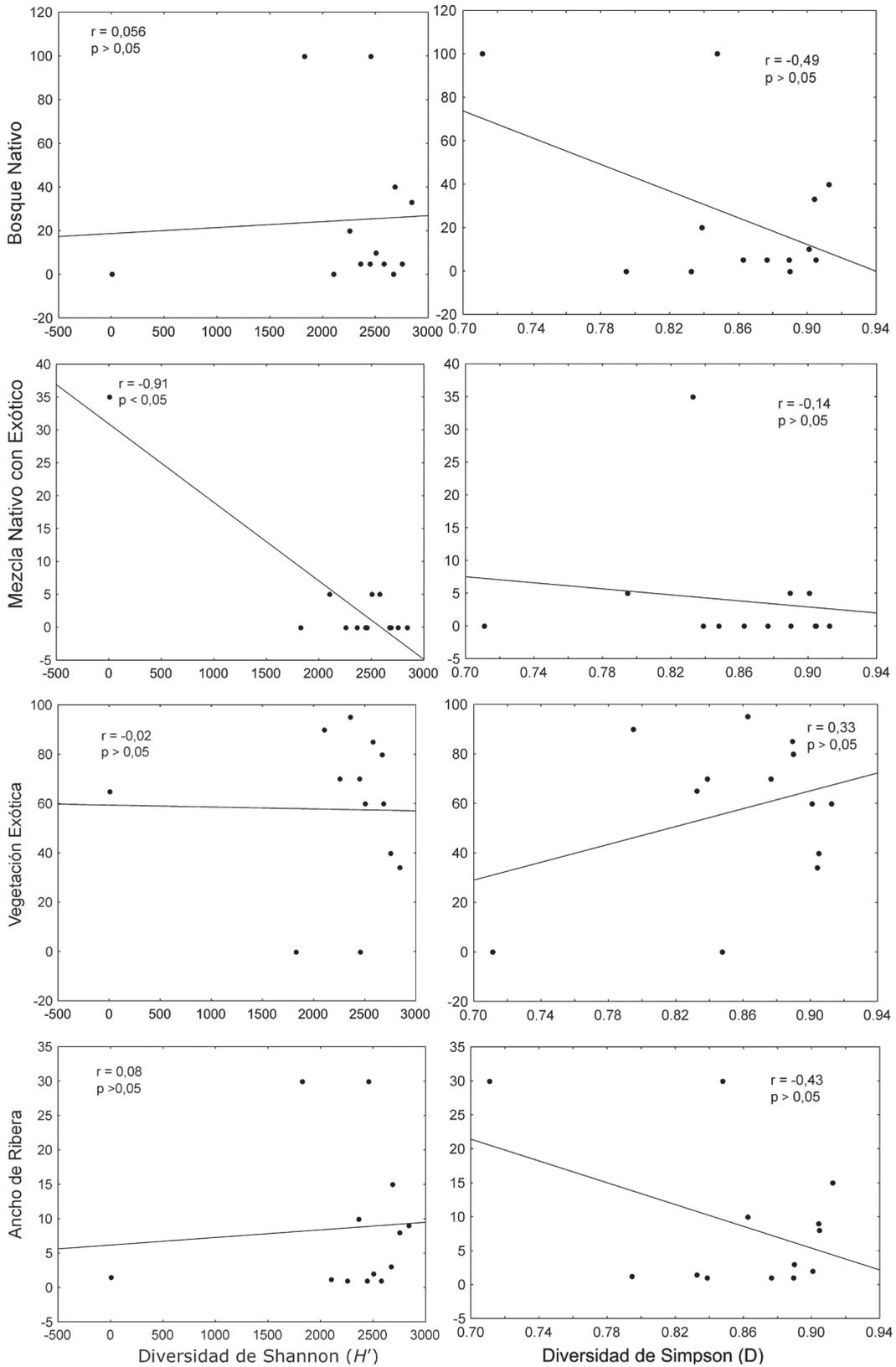


Figura 3. Correlaciones entre la diversidad de Shannon (H') y la dominancia de Simpson (D) o dominancia con los porcentajes de cobertura de bosque nativo, mezcla de vegetación nativa con exótica, vegetación exótica y ancho de vegetación ribereña.

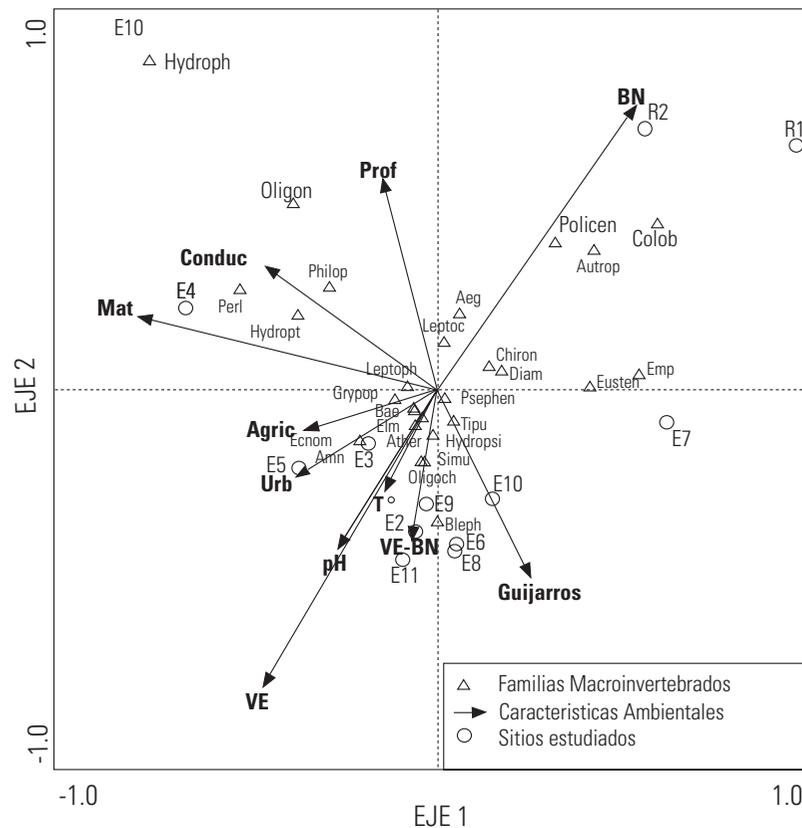


Figura 4. Gráfica triplot derivada del análisis de correspondencia canónica de las familias de macroinvertebrados bentónicos y las variables ambientales; coberturas de bosque nativo (BN), especies exóticas (VE), mezcla bosque nativo con exóticas (VE-BN), matorrales (Mat), plantaciones agrícolas (Agric), urbanización (Urb), además de conductividad (Conduc), temperatura (T), pH, tamaño de guijarro (Guijarro) y profundidad (Prof). Las abreviaciones por las familias fueron las siguientes: Amn= Amnicolidae; Oligoch= Oligochaeta; Aeg= Aeglidae;

Elm= Elmidae; Hydroph= Hydrophilidae; Psephen= Psephenidae; Chiron= Chironomidae; Emp= Empididae; Ather= Athericidae; Simu= Simuliidae; Tipu= Tipulidae; Bleph= Blephariceridae; Perl= Perlidae; Grypop= Grypoptergidae; Diam= Diamphipmoidea; Eusten= Eustenidae; Autrop= Austroperlidae; Leptoph= Leptophaebidae; Bae= Baetidae; Colob= Coloburidae; Oligon= Oligonemuridae; Hydropsich= Hydropsichidae; Hydropt= Hydroptilidae; Leptoc= Leptoceridae; Philop= Philopotamidae; Ecnom= Ecnomidae; Policen= Policentropodidae.

demás grupos tróficos. La diferencia de abundancias relativas de los grupos tróficos mencionados estaría provocada por la desigual cantidad y calidad de materia orgánica alóctona que entra a los sistemas lóticos estudiados, que a su vez tiene un efecto sobre la estructura y dinámica del bentos (Sweeney & Czapka, 2004). Estudios similares han demostrado cambios en la estructura trófica de los ecosistemas, por ejemplo Stone *et al.* (2005) registraron para Norteamérica que los filtradores disminuían su abundancia en áreas con menor cobertura vegetal, en tanto que Quinn *et al.* (2004) encontraron para Nueva Zelanda, que los fragmentadores fueron tres veces más abundantes en arroyos con vegetación nativa que sus similares en plantaciones de pino.

El cambio observado en la abundancia de fragmentadores coincide con las diferencias significativas observadas para Plecoptera, puesto que este orden de invertebrados se asocia a los fragmentadores y es reconocido como sensible a las perturbaciones, y a pesar de que las condiciones físico-químicas

son aptas para que habiten en los sitios estudiados, fue posible observar diferencias en su abundancia respecto al tipo de cobertura vegetal.

Esto también se expresa en los análisis comparativos y en la aproximación con el ordenamiento canónico, donde los diferentes usos de suelos y porcentajes de cobertura vegetal (nativa, exótica, uso agrícola y mezcla nativa/exótica) determinaron la distribución de la macrofauna bentónica y las diferencias entre los sitios estudiados. De modo que, aunque los registros de los parámetros ambientales evaluados en la columna de agua están asociados a aguas de buena calidad, no serían relevantes en la definición de la estructura comunitaria.

Respecto los filtradores, que no dependen directamente de lo que cae de la vegetación ribereña sino del material que arrastra la corriente del arroyo, no se observaron diferencias significativas en relación a las distintas coberturas, contrario a lo

observado por Stone *et al.* (2005), en cuyo caso existió reemplazo de la vegetación ribereña por plantaciones agrícolas.

Las relaciones entre la presencia y ausencia de vegetación nativa o el reemplazo de ésta por plantaciones exóticas han sido largamente estudiadas y han demostrado tener fuertes efectos en la estructura de las comunidades acuáticas (Vannote *et al.*, 1980; Thompson & Townsend, 2003). Estas tendencias coinciden con este estudio, ya que los parámetros comunitarios como la dominancia de ciertos taxa se asoció con la pérdida de vegetación tanto nativa y de ribera, mientras que la diversidad (H') fue mayor al aumentar el porcentaje de cobertura en el bosque mixto nativo y cultivado, lo cual podría deberse a la presencia de un sustrato más diverso para sustentar una comunidad acuática también más diversa.

Los resultados de este estudio indican que existe un efecto negativo sobre la comunidad de macroinvertebrados en los sistemas fluviales de la región del Biobío, de Chile central templado, debido al reemplazo del bosque nativo por plantaciones forestales. Las evidencias encontradas permiten recomendar la conservación de un área amortiguadora de vegetación ribereña de bosque nativo en arroyos y ríos, que posibilite mantener la diversidad de las comunidades acuáticas (Wallace *et al.*, 1997) con una estructura que exprese el buen estado de salud de estos ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

Agradece al centro EULA-Chile de la Universidad de Concepción, Chile, por el apoyo e infraestructura. A Francis Wiese y Rafaela Retamal por sus oportunas sugerencias y correcciones. A Carlos Jaramillo y Waldo San Martín por el apoyo en terreno para la realización de este estudio.

REFERENCIAS

- ASTM. 1989. Standard practice for collecting benthic macroinvertebrates with Surber and related type samplers. *American Society for Testing and Materials*, ASTM D: 4557-4585.
- BOOTHROYD, I., J. QUINN, E. LANGER, K. COSTLEY & G. STEWARD. 2004. Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams 1. Riparian vegetation structure, stream geomorphology and periphyton. *Forest Ecology and Management* 194: 199-213.
- CAAMAÑO, M. 1985. *Taxonomía de las ninfas terminales de Plecoptera (Insecta) en tres rítrones preandinos de Riñihue, X región, Chile*. Tesis de Grado para optar al título de Profesor de Biología y Química. Facultad de Letras y Educación. Universidad Austral de Chile. Chile. 146 p.
- CLARKE, K. & R. GORLEY. 2005. *PRIMER v.6: User Manual/Tutorial*. Plymouth, UK, PRIMER-E, Ltda.
- CHESHIRE, K. L., L. BOYERO, & R. C. PEARSON. 2005. Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. *Freshwater Biology* 50: 748-769.
- CONAF. 2009. Corporación Nacional Forestal. <http://www.conaf.cl>. Visita 09/01/2009
- DEATH, R., B. BAILLIE & P. FRANSEN. 2003. Effects of *Pinus radiata* logging on stream invertebrate communities in Hawke's Bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37: 507-520.
- DOMÍNGUEZ, E., C. MOLINERI, M. PESCADOR, M. D. HUBBARD & C. NIETO. 2006. *Ephemeroptera of South America*. Bulgaria. Pensoft. 646 p.
- DOMÍNGUEZ, E. & H., FERNÁNDEZ. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 654 p.
- ESRI. 1999. Arcview 3.2. California, Environmental Systems Research Institute Inc. Redlands.
- ESTADES, C. & M. ESCOBAR. 2005. Los Ecosistemas de las Plantaciones de Pino de la Cordillera de la Costa. In: C. Smith-Ramirez, J. Armesto & C. Valdovinos *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial Universitaria. Chile, pp. 600-616.
- FERNÁNDEZ, H. R. & E. DOMÍNGUEZ. 2001. *Guía para la determinación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos*. Editorial Universitaria de Tucumán. 282 p.
- FLINT, O. 1979. Studies of neotropical caddis flies XXIII: New genera from the Chilean region. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 92 (3): 640-649.
- FLINT, O. 1983. *Notochauliodes penai*, a new genus and species of Megaloptera from Chile (Neuroptera: Corydalidae). *Entomology News* 94 (1): 15-17.
- FLINT J.O., HOLZENTHAL R. W. & S. C. HARRIS. 1999. Catalog of the Neotropical Caddisflies (Insecta:Trichoptera). A special Publication of the Ohio Biological Survey. 239 p.
- FLORY, E. & A. M. MILNER. 1999. Influence of riparian vegetation on invertebrate assemblages in a recent formed stream em?? Glacier Bay National Park, Alaska. *Journal of the North American Benthological Society* 18: 261-273.
- GUEVARA-CARDONA, G., C. JARA SENN, M. MERCADO & E. SIMON. 2006. Comparación del macrozoobentos presente en arroyos con diferente tipo de vegetación ribereña en la Reserva Costera Valdiviana, sur de Chile. *Asociación Colombiana de Limnología "Neolimnos"* 1: 98-105.
- HAUER, R. & V. RESH. 1996. Benthic Macroinvertebrates. In: Hauer, R. & G. Lamberti. *Methods in Stream Ecology*. USA, Academic Press, pp. 339-369.
- ILLIES, J. 1963. Revision der Sudamerikanischen Gripopterygidae (Plecoptera). *Mitt. Schweiz. ent. Ges. Lausanne* 36 (3): 135-248.

- HOLZENTHAL R. W. (2004). Three New Species of Chilean Caddisflies (Insecta: Trichoptera). *Proceedings of the Entomological Society of Washington* 106 (1): 110-117.
- KREUTZWEISER, D., S. CAPELL & K. GOOD. 2005. Macroinvertebrate community responses to selection logging in riparian upland areas of headwater catchments in a northern hardwood forest. *Journal of the North American Benthological Society* 24 (1): 208-222.
- LE MAITRE, D. C. 1998. Pines in cultivation: a global view. *Ecology and biogeography of Pinus*. D. M. Richardson. Cambridge, UK, Cambridge University Press: 407-431.
- LEMLY, A. D. & R. HILDERBRAND. 2000. Influence of large woody debris on stream insect communities and the benthic detritus. *Hydrobiologia* 421: 179-185.
- LUEBERT, F. & P. PLISCOFF. 2005. Bioclimas de la Cordillera de la Costa del centro-sur de Chile. In: C. Smith-Ramirez, J. Armesto & C. Valdovinos *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Chile, Editorial Universitaria, pp. 60-71.
- LYON, J. & N. GROSS. 2005. Patterns of plant diversity and plant-environmental relationships across three riparian corridors. *Forest Ecology and Management* 204: 267-278.
- MERRIT, R. & K. CUMMINS. 1996. Trophic Relations of Macroinvertebrates. In: Hauer, R. & G. Lamberti. *Methods in Stream Ecology*. USA, Academic Press, pp. 453-474.
- MERRITT, R. & CUMMINS, K. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt. Iowa, Dubuque.
- MISERENDINO, M.L. 2007. Macroinvertebrate functional organization and water quality in a large arid river from Patagonia (Argentina). *International Journal of Limnology* 43 (3): 133-145.
- NAKANO, S., H. MIYASAKA & N. KUHARA. 1999. Terrestrial-aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. *Ecological Society of American* 80 (7): 2435-2421.
- OSBORNE, L. L. & D. A. KOVACIC. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29: 243-258.
- POTTER, K. M., F. CUBBAGE & R. SCHABERG. 2005. Multiple-scale landscape predictors of benthic macroinvertebrate community structure in North Carolina. *Landscape and Urban Planning* 71: 77-90.
- QUINN, J., I. BOOTHROYD & B. SMITH. 2004. Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams 2. Invertebrate communities. *Forest Ecology and Management* 191: 129-146.
- RÍOS, S. L. & R. C. BAILEY. 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia* 553: 153-160.
- SAS, I. 2000. *JMP 4.02*. Cary, NC.
- STEVENS, M. H. H. & K. W. CUMMINS. 1999. Effects Long-Term Disturbances on riparian vegetation and in-stream characteristic. *Journal of Freshwater Ecology* 14(1): 1-17.
- STONE, M., M. WHILE, J. WEBBER, K. WILLIARD & J. REEVES, J. 2005. Macroinvertebrate Communities in Agriculturally Impacted Southern Illinois Streams: Patterns with Riparian Vegetation, Water Quality, and In-Stream Habitat Quality. *Journal of Environmental Quality* 34: 907-917.
- SWEENEY, B. & S. CZAPKA. 2004. Riparian forest restoration: Why each site needs an ecological prescription. *Forest Ecology and Management* 192: 361-373.
- TER BRAAK, C. J. F. & P. SMILAUER (2002) CANOCO reference manual and CanoDraw for windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA. 500 p.
- THOMPSON, R. M. & C. R. TOWNSEND. 2003. Impacts on stream food webs of native and exotic forest: an intercontinental comparison. *Ecology* 84 (1): 145-161.
- THOMPSON, R. M. & C. R. TOWNSEND. 2004. Land-use influences on New Zealand stream communities: effects on species composition, functional organization, and food-web structure. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38: 595-608.
- VANNOTE, R., W. MINSHALL, K. CUMMINS, J. SEDELL & C. CUSHING. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 37: 130-137.
- WALLACE, J. B., S. L. EGGERT, J. L. MEYER & J. R. WEBSTER. 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277: 102-104.
- YAM, R. & DUDGEON, D. (2005) Stable isotope investigation of food use by Caridina spp. (Decapoda:Atyidae) in Hong Kong streams. *Journal North American Benthology Society* 24 (1): 68-81.

Recibido: 24 de febrero de 2009.

Aceptado: 3 de agosto de 2009.

