

Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra

ADRIANA KUTSCHKER ¹, ✉, CECILIA BRAND ² & MARÍA LAURA MISERENDINO ^{1,2}

1. *Fac. de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Esquel, Chubut, Argentina.*

2. *CONICET, Laboratorio de Investigación en Ecología y Sistemática Animal (LIESA), Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Esquel, Chubut, Argentina.*

RESUMEN. El estudio de la condición ecológica de las riberas constituye un elemento relevante en el análisis integral de los cursos de agua. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la calidad de los bosques de ribera en ríos del noroeste del Chubut en relación a los distintos usos de la tierra. A través de una versión del Índice Calidad de Bosques de Ribera (QBR) adaptada a ríos andino-patagónicos (QBRp), analizamos 24 sitios en ríos/arroyos cordilleranos bajo distintas intervenciones antrópicas. Este índice integra aspectos estructurales de la vegetación ribereña (cobertura, composición florística, estructura), morfología de la ribera y grado de intervención del terreno (canales, terrazas, diques). Los usos seleccionados fueron pastoreo doméstico, explotación forestal de bosque nativo, plantaciones de exóticas y urbanizaciones. Se incluyeron además sitios de referencia en bosques nativos no intervenidos y en áreas preurbanas. Se relevó información relacionada con la cobertura vegetal ribereña y su estructura vertical y complejidad, la morfología de las riberas y el grado de naturalidad del canal fluvial. Tanto los tramos estudiados como los usos analizados mostraron diferencias entre sí. Los sitios de menor calidad de ribera resultaron ser los de arroyos urbanos aguas debajo de la urbanización, y los que atraviesan áreas sometidas al pastoreo. Los bosques de lenga y ñire sin explotación registraron el mejor estado ecológico y no se registraron sitios con muy mala calidad de sus riberas. La presencia de vegetación en las riberas determinó una mejor condición de los ecosistemas ribereños, aún cuando presentara dominancia de especies exóticas.

[Palabras clave: calidad ecológica, hábitat ribereño, QBR, ríos patagónicos]

ABSTRACT. Quality assessment of riparian corridors in streams of northwest Chubut affected by different land use: The proper evaluation of the ecological status of rivers requires the study of the riparian conditions as a crucial tool for the integral assessment of watercourses. The goal of this paper was to assess the quality of the riparian ecosystems of northwestern Chubut rivers subjected to different land uses. We adapted the Riparian Quality Index (QBR) to the Andean Patagonian rivers (QBRp). This index integrates structural aspects of vegetation (cover, floristic composition, vertical structure), morphology of the riparian corridor and level of land modification (streams, terraces, dikes). It was applied to 24 mountain stream sites subjected to different human activities. The selected land uses were: grazing, logging practices in native forest, plantations of exotic species and urbanizations. Reference sites were included in native woody areas with no exploitation and upstream of urban areas. We documented the following characteristics of the vegetation: cover, vertical structure and complexity; we assessed bank morphology and the degree of human alteration of the fluvial channel. QBRp values differed among land use types and among sites. The most impacted sites were rivers downstream of urban areas and flowing through pasture sites while the best ecological status was recorded on reference native forest sites. No riparian corridors in a very bad condition were found. Rivers with forested banks, even those with plantations of exotics, showed the best quality conditions in the riparian corridor.

[Keywords: riparian ecosystem, ecological quality, Patagonian streams, QBR]

✉ Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. Ruta 259, km 4. (9200)Esquel, Chubut, Argentina. adrikut@gmail.com

Recibido: 26 de junio de 2008; Fin de arbitraje: 29 de octubre de 2008; Revisión recibida: 20 de noviembre de 2008; Aceptado: 26 de diciembre de 2008

INTRODUCCIÓN

Los arroyos y ríos corresponden a uno de los tipos de ecosistemas más afectados por las actividades humanas (Master et al. 1997; Naiman & Turner 2000; Allan 2004). Los ciclos de los nutrientes (Meyer et al. 1999), la composición de especies (Ward 1998; Jansson et al. 2000a), la estructura trófica (Wootton et al. 1996) y la aptitud de miles de kilómetros de arroyos y ríos en el mundo han sido muy alterados respecto de su estado natural. Las principales causas de estas alteraciones son la regulación del caudal, la introducción de especies exóticas y el cambio en el uso de la tierra aledaña, que han determinado la desaparición de la heterogeneidad ambiental natural en los paisajes ribereños. Esto ha resultado en impactos graves en la biodiversidad y en los procesos ecológicos de los ríos (Ward 1998; Strayer et al. 2003; Townsend et al. 2003; Allan 2004).

Los sistemas ribereños son heterogéneos, complejos y difíciles de estudiar (Chovanec et al. 2000; Reed & Carpenter 2002; Allan 2004). Como zonas de transición o interfase cumplen la función de filtro y actúan como sistemas depuradores al evitar la erosión de las riberas, amortiguar el ingreso de contaminantes y regular la temperatura y la entrada de luz, lo que repercute en la estructura y la dinámica de los diferentes niveles tróficos (Newbold et al. 1980; Osborne & Kovacic 1993; Dudgeon 1994; Scarsbrook & Halliday 1999; Pettit et al. 2001; Scarsbrook et al. 2001). El modelo del River Continuum (Vanotte et al. 1980) describe la estructura y la función de las comunidades acuáticas a lo largo de un sistema hídrico. Según este concepto, las comunidades desarrollan estrategias biológicas y dinámicas a lo largo del sistema, que a su vez está gobernado por factores físicos. De esto se desprende que las interacciones entre ecosistemas acuáticos y terrestres son múltiples (Ward 1989) y las alteraciones a nivel de cuenca pueden producir desviaciones en el equilibrio natural de los cuerpos de agua (Prat & Ward 1994).

En ciertos arroyos norteamericanos, los efectos de la transformación de bosques nativos en pasturas se han relacionado con la pérdida de la vegetación ribereña, con la disminución del sombreado y con el incremento de sedimentos

y nutrientes (Mac Strand & Merritt 1999). El desmonte extensivo de tierras, el pastoreo de ganado, la agricultura y el desarrollo urbano e industrial han conducido a la degradación sustancial de las condiciones de las riberas, del hábitat interior de los ríos y de la calidad del agua en muchos arroyos y ríos del este de Australia (Kennard et al. 2006). Las prácticas forestales como plantación, mantenimiento y cosecha han resultado en modificaciones serias sobre ecosistemas lóticos de Nueva Zelanda (Harding & Winterbourn 1995). La introducción de especies exóticas en los corredores ribereños (coníferas, salicáceas) ha producido cambios en la biota acuática, que de manera directa o indirecta aprovecha los recursos orgánicos (hojarasca) que se incorporan desde el exterior (Graça 2001). En la Patagonia, la deforestación, la urbanización, la expansión de la agricultura, la desertificación, la contaminación y la introducción de especies, constituyen algunos de los procesos o actividades que en mayor o menor medida degradan estos ecosistemas (Pizzolón et al. 1996; Miserendino 2004; Temporetti 2006; Miserendino et al. 2008).

El análisis de los sistemas ribereños para cuantificar y calificar su calidad ecológica requiere aproximaciones integrales (Barbour et al. 1999). En la actualidad existen numerosas metodologías para valorar de forma rápida y sencilla las riberas, y el índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) propuesto por Munné et al. (1998a, 2003) es una de las más difundidas. El QBR integra aspectos estructurales de la vegetación ribereña (cobertura, estructura), aspectos de la morfología de la ribera y el grado de intervención del terreno (canales, terrazas, diques). Ha sido aplicado con buenos resultados en distintos ríos españoles y portugueses (González del Tánago & Antón 1998, 2000; Prat et al. 1999; Carrascosa & Munné 2000; Suárez & Vidal-Abarca 2000; Suárez et al. 2002) y en la Argentina se ha utilizado en cursos de agua de la provincia de Tucumán (Sirombra et al. 2006).

Si bien en la Patagonia se han realizado investigaciones ecológicas en ríos, ninguna contempló la valoración de los ecosistemas ribereños. El objetivo de este trabajo es evaluar el estado ecológico de las riberas en 21 ríos patagónicos en sitios sometidos a diferentes usos. A su vez,

comparamos los valores del Índice de Calidad de Bosques de Ribera de estos sitios con los valores en sitios de referencia con el fin de determinar qué intervenciones degradan más el sistema ribereño o disminuyen la calidad de sus bosques.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El área de estudio se extendió en una franja estrecha al NO de la Provincia del Chubut, desde los 42 °S hasta los 44 °S. Esta franja abarcó el bosque subantártico, dominado por especies de *Nothofagus*, y el bosque de transición, caracterizado por *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la cordillera) y por *Maytenus boaria* (maitén) (Figura 1). La región presenta características ecológicas particulares, determinadas por la dinámica que se establece entre estos dos ambientes, uno definido por un relieve montañoso e influenciado por la acción glaciar en la cordillera andina, y el otro, hacia el este, con mesetas recortadas que descienden hacia los valles de los ríos principales, con serranías bajas y planicies glacifluviales (Roig 1999). El clima de la región se clasifica como templado frío a frío húmedo cordillerano, con un marcado gradiente oeste-este de precipitaciones nivales y pluviales durante los meses invernales, con valores desde 3000 mm/año en la cordillera y 150 mm/año hacia la meseta del este. Los veranos son templados a frescos, y hay probabilidad de heladas durante gran parte del año (121.4 días/año). La temperatura media de la estación cálida no supera los 20 °C y la media anual no supera los 9 °C. Desde el punto de vista fitogeográfico, las áreas seleccionadas pertenecen al Distrito del Bosque Caducifolio de la Provincia Subantártica, el cual está dominado por especies arbóreas de follaje caedizo como *Nothofagus pumilio* (lenga), que a la latitud estudiada ocupa el límite altitudinal del bosque por encima de los 800 m.s.n.m., y *N. antarctica* (ñire), y por *N. dombeyi* (coihue) y *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la cordillera) entre las perennifolias. En la transición del bosque con el Distrito Occidental de la Provincia Patagónica, la vegetación alterna entre bosques de *Maytenus boaria* (maitén), *Lomatia hirsuta* (radal), *Schinus patagonicus* (laura) y

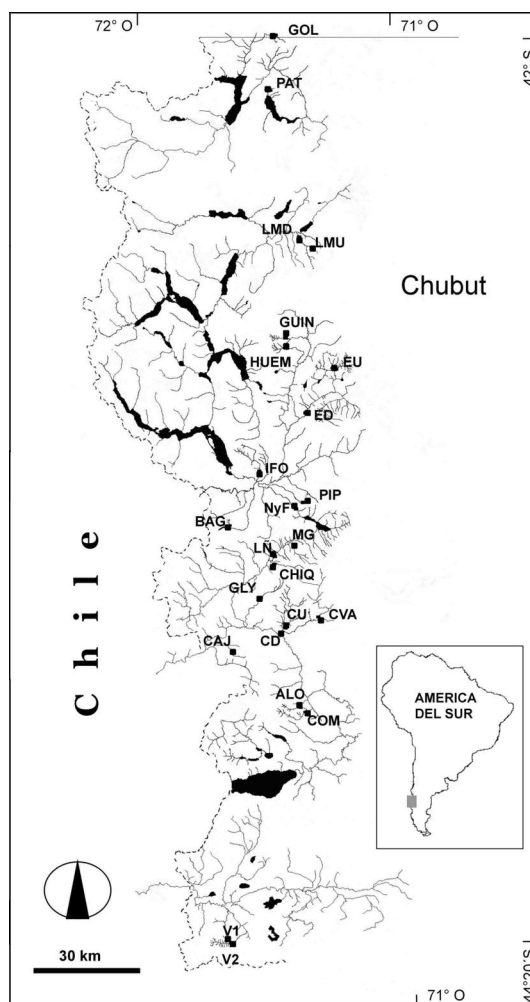


Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio, Noroeste de Chubut, Patagonia Argentina. Código de los sitios en Tabla 1.

Figure 1. Location of sampling sites, Northwest Chubut, Patagonia, Argentina. Site codes as in Table 1.

parches de ciprés de la cordillera, con estepas arbustivas, subarbustivas y gramíneas típicas del ecotono (Cabrera & Willink 1980). Los ríos de la región se alimentan principalmente de las precipitaciones pluviales y nivales, cuyo régimen de descarga presenta dos picos máximos al año, el primero debido a las fuertes precipitaciones invernales y el segundo causado por el derretimiento de hielo y nieve en las montañas (Coronato & del Valle 1988).

Tabla 1. Sitios de estudio ordenados según usos de la tierra, y características físicas de las 24 estaciones de muestreo en ríos/arroyos de Patagonia (Argentina).**Table 1.** Study sites, physical characteristics and land use of the 24 sampled stream sites in Patagonia (Argentina).

Nombre del río y cuenca	Códigos	Altitud (m.s.n.m.)	Área de cuenca (km ²)	Ancho mojado y seco (m)	Profundidad (cm)	Usos de la Tierra
Guindo (Percey)	GUIN	1193	9.9	6.3-11	14	Bosque lenga, sin explotar
Huemules (Percey)	HUEM	1136	14.6	3.6-13.4	20	
Baggilt (Futaleufú)	BAG	1109	2.9	2.7-6.9	22	Bosque lenga, explotado
Vaca 1 (Pico)	V1	912	21.3	10-17.2	24	
Vaca 2 (Pico)	V2	978	2.6	4.18-5.16	17	
Cajón (Carrenleufú)	CAJ	848	3.6	2.1-3	8	Bosque ñire, sin explotar
Chiquito (Carrenleufú)	CHIQ	670	11.1	2.4-3.5	10.38	
Comisario- Los Loros (Carrenleufú)	ALO	820	8.2	3.4-4	22.15	
Tucu Tucu- Comisario (Carrenleufú)	COM	770	21.8	8.7-9	24.13	
Pipo (Futaleufú)	PIP	728	2.2	0.9-2.3	7.67	Bosque ñire, explotado
Glyn (Carrenleufú)	GLY	615	21.7	3.5-5.66	15.57	
Cabeza de vaca (Carrenleufú)	CVA	740	88.7	4.6-6.88	21.6	Plantación de exóticas (pinos)
Golondrina (Puelo)	GOL	361	5.7	1.6-4.2	20.5	
Patriada (Puelo)	PAT	495	1.8	1.2-1.8	7.83	
Ifona (Futaleufú)	IFO	368	35.5	8.8-10.5	33.21	Pasturas
Los Ñires (Carrenleufú)	LÑ	667	102.9	4.3-22.5	20.62	
Manguera (Carrenleufú)	MG	699	20.6	5.9-14.2	13.25	Urbanización
Nant y Fall (Futaleufú)	NyF	690	161.8	21-31.5	19	
Esquel A (Futaleufú)	EU	721	22.9	2.8-10.8	13.15	
Esquel B (Futaleufú)	ED	491	299	9.8-10.5	23.1	Urbanización
Las Minas A (Futaleufú)	LMU	573	35	3.25-5	17.9	
Las Minas B (Futaleufú)	LMD	555	35.5	4.3-9	10.46	Urbanización
Carbon A (Carrenleufú)	CU	415	80.9	7.57-10.5	18.87	
Carbon B (Carrenleufú)	CD	403	110	15.8-23.5	27.61	Urbanización

Índice de Calidad de los Bosques de Ribera para ríos andino-patagónicos (QBRp)

La vegetación ribereña es aquella que se desarrolla en las áreas adyacentes a un sistema fluvial, en el sector comprendido entre la orilla y la ribera propiamente dicha. Esta última corresponde a la zona inundable en crecidas de gran magnitud (a intervalos de hasta 100 años), donde pueden estar incluidas varias terrazas aluviales. Para evaluar la calidad de los bosques de ribera en los ríos

de áreas cordilleranas patagónicas se utilizó el índice QBR propuesto por Munné et al. (1998a) para los ríos mediterráneos. Este índice se centra en aspectos fundamentales de la vegetación ribereña, los que se agrupan en cuatro secciones. La primera se relaciona con el grado de cobertura vegetal del corredor ribereño y destaca el papel de la vegetación como elemento estructural del ecosistema de ribera. La segunda sección analiza la complejidad de la vegetación, teniendo en cuenta su estructura vertical. En la tercera sección

se determina la morfología de las riberas y, según el tipo morfológico definido, se establece el número óptimo de especies arbóreas nativas que deberían registrarse en el tramo analizado. La presencia de especies arbóreas exóticas penaliza en este punto el valor del índice. La última sección evalúa la naturalidad del canal fluvial, la cual puede verse alterada por la modificación de las terrazas adyacentes al río, la construcción de estructuras sólidas transversales al cauce, entre otras (Munné et al. 1998a, 2003). Las secciones descriptas son evaluadas a partir de una planilla de campo y son valoradas con una puntuación de 0 a 25. La suma de todas las secciones determina el valor del índice QBR, el cual varía entre 0 y 100.

En este trabajo se modificaron algunas secciones de este índice, obteniéndose el QBRp (Índice de Calidad de Bosques de Ribera para ríos andino-patagónicos). Las modificaciones incluyeron el cambio del número óptimo de especies que debiera presentar el tramo estudiado y un listado de especies arbóreas/arbustivas nativas y exóticas presentes en bosques de ribera de los ríos cordilleranos de Patagonia (Anexo I). Esto se realizó considerando que un rasgo relevante de esta región es la presencia de bosques monoespecíficos (lenga, ciprés). En relación con la sección sobre naturalidad del canal fluvial se desglosó el ítem de las modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río, incorporando las premisas "con" y "sin" reducción del canal y se eliminaron las penalidades. Esto se realizó debido a las características que presentan los cursos de agua cordilleranos en relación al grado de intervenciones. Finalmente, en la propuesta de Munné et al. (1998a) el protocolo establece que en la suma de cada sección, los valores negativos se redondeen a cero y los superiores a 25 se lleven a 25, de forma que el intervalo de variación del QBR se extienda entre 0 y 100. Este procedimiento implica infravalorar las riberas que presentan el mejor estado de conservación y supervalorar las muy degradadas (Suárez et al. 2002). A los efectos de que la suma no fuera inferior a 0 ni superior a 25, se modificó la puntuación de todos los ítems incluidos en las cuatro secciones. Además, se establecieron nuevos rangos de calidad de ribera: >90: estado natural; >70-90: calidad buena; >50-70: calidad intermedia; >25-50: ca-

lidad mala; ≤ 25: calidad pésima. La planilla con los nuevos parámetros y valores adaptados a los ríos cordilleranos se presenta en el Anexo I.

Muestreo

Para evaluar el efecto de los distintos usos de la tierra en el estado ecológico de las riberas se seleccionaron cinco usos: pasturas, plantación con exóticas, urbanización, explotación de bosque de lenga y explotación de bosque de ñire; se establecieron además sitios de referencia preurbanos en los bosques de lenga y de ñire a los efectos de contrastar los resultados obtenidos ($n=3$ para cada uso y puntos de referencia, Tabla 1). Las áreas bajo pastoreo en general se ubicaron en antiguos bosques de ñire, de los cuales solo quedan algunos parches relictuales. Su fisonomía varió desde praderas gramíneas, con alta cobertura de herbáceas, hasta zonas pedregosas con vegetación rala dominada por hierbas exóticas.

Las plantaciones de exóticas estuvieron dominadas por pino ponderosa (*Pinus ponderosa*), pino radiata (*Pinus radiata*), pino oregón (*Pseudotsuga menziesii*) y pino murrayana (*Pinus contorta* var. *latifolia*). En los bosques nativos y no explotados de lenga (*Nothofagus pumilio*) y ñire (*N. antarctica*) se distinguieron los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, característicos de cada tipo forestal; no así en los sistemas sometidos a explotación donde además de caminos de acceso y transporte de material, se observó una menor cobertura en los distintos estratos de vegetación y algunos claros directamente desprovistos de ella, en particular en los bosques de lenga cuya explotación ocurre por encima de los 800 m.s.n.m.

Las zonas urbanizadas correspondieron a las localidades de Esquel (30977 habitantes), Cholila (2190 habitantes) y Corcovado (1848 habitantes). En estas áreas se estableció un sitio de muestreo aguas arriba del asentamiento poblacional y otro aguas abajo.

Los sitios de referencia de los ambientes urbanos, además de no estar afectados por la intervención que se deseaba investigar (Bulleri et al. 2007), fueron sitios mínimamente disturbados y comparables con el sitio impactado. Es

decir similares en términos de geología, clima, estacionalidad y características fisicoquímicas incluyendo composición del sustrato. A su vez la existencia de una base de datos ambientales completa del sistema (Miserendino & Pizzolón 2000) posibilitó una mejor selección de sitios especialmente en el Sistema Esquel-Percy. En este sentido, el sitio de referencia inicialmente previsto para la ciudad de Esquel tuvo que ser relocalizado debido a obras de canalización y realineamiento durante el período de estudio.

En cada sitio de muestreo se seleccionó un tramo a relevar representativo del río/arroyo, de 150 m de longitud aproximadamente y del ancho potencial de la ribera, la cual se consideró como la zona inundable en crecidas de gran magnitud. La información requerida para completar las cuatro secciones del QBRp para cada tramo del río se registró en las planillas de campo diseñadas a tal fin. Se tomaron fotografías con el objeto de tener registro de cada sitio y poder confirmar a posteriori la estructura vertical y el porcentaje de cobertura vegetal, determinados a campo.

Análisis estadísticos

Para establecer si las diferencias observadas en los valores de QBRp entre usos eran significativas, se realizó un análisis de varianza no paramétrico de una vía por rangos (Kruskal-Wallis, $P < 0.05$), seguido de test a posteriori (prueba de LSD, $P < 0.05$) cuando dichas diferencias fueron significativas (Sokal & Rohlf 1995). Para determinar las relaciones ambientales entre los valores generados por las distintas secciones del QBRp se confeccionó una matriz de correlación por sitio (Pearson), que fue utilizada para producir un ordenamiento no lineal empleando el programa Multidimensional Scaling (Statistica 6.0).

El objetivo del análisis fue detectar dimensiones significativas que le permitan al investigador explicar similitudes o desigualdades observadas (distancias) entre los objetos investigados (Ludwing & Reynolds 1988). En este método de ordenamiento, el diagrama generado prioriza preservar las distancias o disimilitudes originales y es recomendado cuando los datos se comportan en forma no

linear (Gotelli & Ellison 2004). Posteriormente se extrajeron los ejes MDS1 y MDS2, y se calculó la influencia de las variables ambientales registradas mediante análisis de correlación no paramétrico de Spearman ($P < 0.05$).

RESULTADOS

Los valores del QBRp oscilaron entre 25.5 y 100 (sitios LMD, urbano, y BAG-ALO, bosque nativo sin explotar, respectivamente) (Tabla 2). Los sitios MG (pastura) y CD (urbano) mostraron los valores más bajos en las secciones relacionadas con el grado de cobertura vegetal de la zona ribereña, y la estructura y calidad de la cubierta. El sitio MG exhibió una escasa cobertura vegetal, representada en mayor proporción por herbáceas exóticas (*Plantago lanceolata*, *Rumex acetosella*, *Artemisia absinthium* y *Trifolium repens*). El sitio CD atraviesa el sector urbanizado de la localidad de Corcovado y presentó ambas márgenes con 30 a 40% de cobertura arbórea exótica, un estrato arbustivo con *Cytisus scoparia*, *Rosa rubiginosa*, *Conium maculatum*, y entre las herbáceas, *Verbascum thapsus*, *Plantago lanceolata*, *Rumex acetosella*, *Medicago lupulina*, *Matricaria recutita*, *Capsella bursa-pastoris*, *Carduus thoermeri* y *Cirsium vulgare*, entre otras. Los sitios CAJ, PIP, EU y LMD mostraron los valores más bajos para la sección naturalidad del canal fluvial, presentando situaciones de dragado tanto del canal como de la zona de ribera y tala de ejemplares arbóreos del corredor ribereño.

Los mayores valores de QBRp total se obtuvieron en los sitios de referencia de bosque nativo de ñire y lenga sin explotación (Tabla 2). El análisis ANOVA de Kruskal Wallis por rangos mostró que hubo diferencias significativas entre los valores de QBRp por usos de la tierra ($H_{(7, n=24)} = 20.2$, $P < 0.005$). Los sitios en bosque de ñire y lenga sin explotar y bosque de lenga explotado presentaron valores de QBRp significativamente mayores que el resto de los usos: pastura, urbano y plantaciones de exóticas, con excepción de ñire explotado (Tabla 3, Figura 2).

El ordenamiento de los sitios en las dos primeras dimensiones mostró que en el extremo negativo del primer eje se agruparon los sitios

Tabla 2. Valores de cada sección del QBRp y QBRp total para los 24 sitios de muestreo, y clasificación por color. Códigos de sitios en Tabla 1.

Table 2. Partial QBRp for each of four sections: 1) vegetation cover of the riparian corridor, 2) vegetation structure (vertical structure, complexity, 3) morphology of the riparian corridor, 4) degree of human alteration of the fluvial channel, and total QBRp values for the 24 sampled sites and colour classification. Site codes as in Table 1.)

Códigos	Sección 1	Sección 2	Sección 3	Sección 4	QBRp total	Color
GUIN	25	25	25	25	100	azul
HUEM	22	17	25	20	84	verde
BAG	25	25	25	25	100	azul
V1	25	25	25	20	95	azul
V2	25	22	20	25	92	azul
CAJ	22	20	22.5	10	74,5	verde
CHIQ	15	25	20	25	85	verde
ALO	25	25	25	25	100	azul
COM	17	17	22.5	25	81.5	verde
PIP	17	20	20	10	67	amarillo
GLY	17	12	20	25	74	verde
CVA	17	17	12	25	71	verde
GOL	15	18	5	25	63	amarillo
PAT	15	13	5	25	58	amarillo
IFO	15	18	5	25	63	amarillo
LÑ	17	8	10	25	60	amarillo
MG	5	3	5	20	33	naranja
NyF	22	5	10	25	62	amarillo
EU	17	17	22.5	10	66.5	amarillo
ED	10	17	2.5	25	54.5	amarillo
LMU	5	12	10	15	42	naranja
LMD	5	8	2.5	10	25.5	naranja
CU	10	17	0	20	47	naranja
CD	5	8	2	20	35	naranja

con mejor calidad de cubierta localizados a mayor altura (CAJ, EU, PIP), incluyendo varios sitios de referencia (V1, V2, ALO, BAG, GUIN), con valores máximos de QBRp (Figura 3). En el extremo positivo de dicho eje se ubicaron los sitios de menor calidad de cubierta (CU, CD, LMD) y de mayor valor de tipo morfológico (ED, CD, LMD), todos correspondientes a tramos de arroyos urbanos. En el extremo negativo del segundo eje se agruparon los sitios con menor estructura de la vegetación, que corresponden a pasturas

(NyF, MG). Hacia el extremo positivo de este eje aumentó la naturalidad del canal de los sitios y disminuyó el tipo morfológico siendo un valor extremo el sitio CU. Por último en el cuadrante superior derecho quedaron agrupados todos los tramos de arroyos que presentan comunidades dominadas o pobladas por especies exóticas (pinos, sauces). Las variables más importantes en explicar el ordenamiento de los sitios fueron calidad de ribera, altitud y cobertura vegetal ($r > 0.77$, $P < 0,001$) (Tabla 4).

Tabla 3. Clasificación del estado ecológico de las riberas de los sitios estudiados según distinto uso de la tierra.**Table 3.** Riparian conditions of the study sites according to land use.

Sitios de muestreo por usos de la tierra	Rangos de valores QBRp	Calidad de la ribera
Bosque de lenga, sin explotar	84 - 100	Bosque de ribera sin alteración o poco alterado; calidad muy buena a buena.
Bosque de lenga, explotado	74.5 - 95	Bosque ligeramente perturbado, calidad buena.
Bosque de ñire, sin explotar	81.5 - 100	Bosque de ribera sin alteración o poco alterado; calidad muy buena a buena.
Bosque de ñire, explotado	67 - 74	Bosque ligeramente perturbado o inicio de alteración importante, calidad buena a intermedia.
Plantación de exóticas (pinos)	58 - 63	Inicio de alteración importante, calidad intermedia.
Pasturas	33 - 62	Inicio de alteración o alteración importante, calidad intermedia a mala.
Urbanización	25.5 - 66.5	Inicio de alteración o alteración importante, calidad intermedia a mala.

DISCUSIÓN

El presente estudio reveló que la aplicación de índices de calidad de bosques de ribera como el QBR (Munné et al. 1998a, 2003) facilita la valoración comparativa del estado ecológico de las riberas. Los usos con consecuencias más severas sobre el corredor ribereño fueron las pasturas y las urbanizaciones. Esto es coincidente con lo observado por Sirombra et al. (2006) para sitios periurbanos en Tucumán. Entre los sitios preurbanos, Esquel (EU) registró la mejor calidad de ribera, reflejada en la estructura y estado de la cubierta vegetal, porque aún conserva una importante cobertura de especies nativas.

En los sitios sometidos a pastoreo se presentaron situaciones de calidad de ribera desde intermedia a mala. El caso más crítico correspondió a MG (pastura en Carrenleufú), donde la vegetación original ha prácticamente desaparecido, y persiste una escasa cobertura de herbáceas exóticas. Esta transformación de bosques nativos en pasturas afecta las cuencas de drenaje, lo cual repercute en las condiciones características de cada río. El efecto de la ganadería se relaciona con la pérdida de la vegetación ribereña, que significa tanto pérdida de protección por sombreado como de aporte de

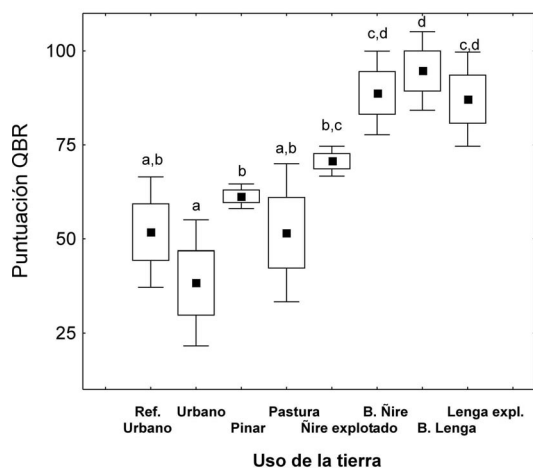


Figura 2. Distribución de los valores de QBRp por uso de la tierra en todos los sitios de estudio. Líneas: ± 1.96 SE, cajas: ± 1 SE, cuadrado negro representa la media. Letras diferentes indican diferencias significativas entre usos ($P < 0.05$) según el test de diferencias mínimas (LSD).

Figure 2. Distribution of QBRp values according to land use for all sites. Bars show ± 1.96 SE, boxes: ± 1 SE, black squares: the mean. Different letters show significant differences among sites ($P < 0.05$) as indicated by the test of the Least Significant Differences (LSD)

materia orgánica gruesa (Merrit & Cummins 1996). Por otro lado, las pasturas forman praderas gramíneas que invaden el canal del río (Zimmerman et al. 1967); esta situación se registró en el sitio NyF (pastura en Futaleufú), lo que resultó en un mayor valor del índice respecto a los otros sitios de pastura.

Los ríos en bosques de lenga con y sin explotación presentaron calidad de ribera buena a muy buena, al igual que en ñirantales sin explotación. En general se trata de cursos de agua de cabecera, ubicados en zonas alejadas y en algunos casos inaccesibles, o bien con adecuadas prácticas silviculturales. El sitio de referencia HUEM (Percey), presentó una menor calidad de sus riberas y si bien allí no se realizan actividades extractivas de lenga, se observó el ingreso de ganado vacuno al área. Los arroyos en bosques de ñire con explotación

Tabla 4. Valores de correlación de Spearman y significancia de los ejes extraídos del ordenamiento Multidimensional Scaling y las variables correspondientes al QBRp. (**<0.001, *< 0.05; ns: no significativo).

Table 4. Values of the Spearman correlation coefficient and significance of Multidimensional Scaling axes and QBRp variables. (**<0.001, *< 0.05; ns: not significant).

Variables	MDS1	MDS2
Altitud	-0.80**	ns
Cobertura vegetal	-0.77**	ns
Estado de la vegetación	-0.59**	0.60**
Calidad cubierta	-0.91**	ns
Naturalidad	ns	0.42*
Tipo morfológico	0.47*	-0.46*

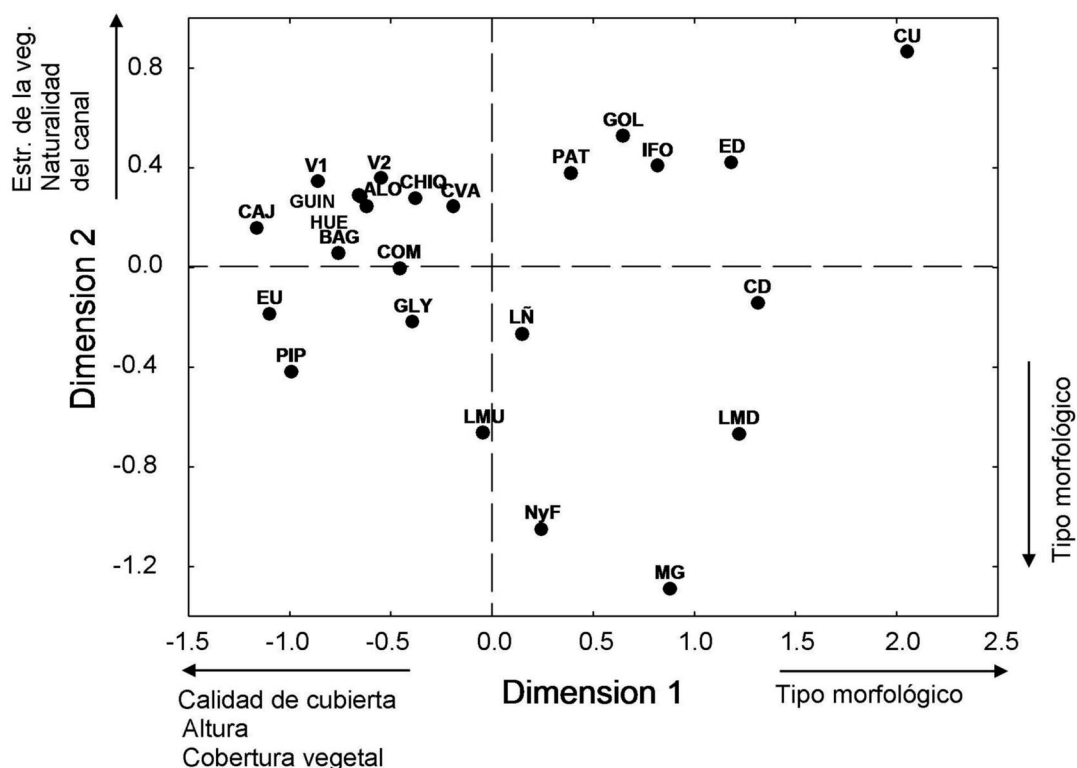


Figura 3. Ordenamiento de los sitios de estudio según el método Multidimensional Scaling basado en los valores de las variables del QBRp. (Stress=0.083). Se consignan las variables que mostraron una correlación significativa con los ejes extraídos (Spearman correlation coefficient $P < 0.05$).

Figure 3. Multi-dimensional scaling ordination of sites using the values of the QBRp variables. (Stress=0.083). Variables with significant correlation with a dimension are shown (Spearman correlation coefficient $P < 0.05$).

presentaron riberas ligeramente perturbadas o con una alteración importante, particularmente en el sitio PIP (Futaleufú). Esta estación presentó el índice más bajo para un bosque nativo, debido al manejo inadecuado que se realiza en el sector estudiado, que incluye la extracción de ejemplares para leña aún en el área buffer y la disposición incorrecta del material de descarte (ramas, troncos, raíces) en el cauce del río.

En el sitio PAT (pinar, Puelo), el índice aplicado al bosque implantado refleja una de las situaciones observadas más extremas. Allí no existe un sotobosque y el estrato inferior está cubierto de un colchón de 10 cm de acículas, que constituye además el material alóctono dominante observado en el curso de agua. En ríos de Patagonia argentina y chilena, se ha demostrado que el mecanismo de procesamiento de la hojarasca por parte de la biota acuática es afectado como consecuencia de la sustitución de bosque nativo por bosque de coníferas (Valdovinos et al. 2001; Albariño & Balseiro 2002).

Entre las modificaciones realizadas al índice para adecuarlo a los ríos de áreas cordilleranas patagónicas, las relacionadas con el número óptimo de especies que debiera presentar el tramo estudiado se basaron sobre la presencia de bosques monoespecíficos en la región andino-patagónica. Ya en trabajos previos, Carrascosa y Munné (2000) establecieron la necesidad de no penalizar la ausencia de un estrato arbóreo multiespecífico en ríos españoles de alta montaña. Los cambios en la sección naturalidad del canal fluvial, se realizaron en función de las características de los cursos de agua cordilleranos en relación al grado de intervención antrópica. En la región estudiada solo se cuenta con una represa hidroeléctrica, no se registran azudes (típicos de la zona serrana del norte de Argentina) y las acciones de regulación de caudal no son usuales. Sin embargo, las prácticas de dragado son bastante frecuentes, como así también la construcción de estructuras rígidas para la contención de riberas (gaviones, bloques de cemento). A diferencia de los ríos de países desarrollados (Stanford & Ward 1993; Prat & Ward 1994; Munné et al. 1998a, 2003; González de Tánago & García Jalón 2006), las canalizaciones en Pa-

tagonia están restringidas a tramos acotados de los cursos de agua, en su mayoría asociados a sectores urbanos.

Es importante resaltar que los datos obtenidos a partir de la aplicación del índice corresponden a observaciones puntuales en un momento dado y en un tramo particular del curso de agua, lo que impide hacer generalizaciones espaciales y temporales en relación a la calidad de una ribera. Específicamente, luego del momento de realizar este estudio, el sitio de pastura LÑ (Carrenleufú) sufrió intervenciones que alteraron fuertemente el cauce y corredor ribereño asociado, lo que modificaría negativamente la sección referida a la naturalidad del cauce. Esto evidencia que este índice constituye una herramienta sencilla y rápida de aplicar, pero a su vez sumamente dinámica. Asimismo, la aplicación del índice resulta útil para reconocer la similitud o diferencia entre las condiciones actuales y las de referencia de cada zona, en términos de composición y dinámica de las respectivas formaciones vegetales. Uno de los factores positivos de este estudio fue precisamente que, en la mayoría de los casos, se pudieron establecer sitios en estado natural o de referencia, mientras que otros autores han tenido dificultades para localizar sitios inalterados (Munné et al. 1998a, 2003; Suárez et al. 2002), lo que limita tanto la aplicación como la interpretación de los resultados.

El desarrollo de políticas de manejo de las riberas para asegurar la integridad ecológica del sistema fluvial a largo plazo resulta fundamental (Naiman et al. 2002; Harding et al. 2006). En trabajos de usos urbanos se destaca la utilización de multimétricos e índices de valoración que permiten un abordaje integral de los ecosistemas acuáticos (Barbour et al. 1999; Prat et al. 1999; Miserendino et al. 2008). En la actualidad se está validando la utilización del índice con variables ambientales y biológicas, como algunas basadas en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (Miserendino et al. 2008). Esto demuestra la interacción fuerte que existe entre el río y el ecosistema terrestre adyacente, y es -justamente- el bosque de ribera el que sustenta la conectividad entre ambos ambientes. Los bosques de ribera constituyen un elemento clave para la evaluación del es-

tado ecológico de los ríos y es imperativo el desarrollo de indicadores biológicos para un manejo sustentable de las áreas boscosas (Kotwal et al. 2008). El índice QBRp podría ser utilizado como una herramienta de gestión importante en los cursos de agua patagónicos.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Miguel Archangelsky (LIESA-UNP-SJB) por la revisión del resumen en inglés. A la Lic. Carolina Masi por su colaboración en las tareas de campo. Este trabajo fue financiado por el PIP 5733 – CONICET y por la AWARE PROJECT FOUNDATION P-001036 (USA). Contribución N° 42 del LIESA.

BIBLIOGRAFÍA

- ALBARIÑO, ORJ & EG BALSEIRO. 2002. Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. *Aquat Conserv* **12**:181-192.
- ALLAN, JD. 2004. Landscapes and riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst* **35**:257-84.
- BARBOUR, MT; J GERRITSEN; BD SNYDER & JB STRIBLING. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. US EPA, Office of Water: Washington DC, USA.
- BULLERI, F; JA UNDERWOOD & BENEDETTI CECCHI. 2007. The assessment and interpretation of ecological impacts in humand-dominated environments. *Environ Conserv* **34**:181-182.
- CABRERA, A & A WILLINK. 1980. *Biogeografía de América Latina*. Monografía N° 13. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos (OEA). Washington DC. USA.
- CARRASCOSA, V & A MUNNÉ. 2000. Qualificació dels boscos de ribera Andorrans. Adaptació de l'índex QBR als rius d'alta muntanya. *Hàbitats* **1**:4-13.
- CHOVANEC, A; P JÄGER; M JUNGWIRTH; V KOLLER-KREIMEL; O MOOG ET AL. 2000. The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia* **422/423**:445-452.
- CORONATO, FR & HF DEL VALLE. 1988. Caracterización hídrica de las cuencas hidrográficas de la provincia del Chubut. *Publicación Técnica. Cenpat-Conicet*, Puerto Madryn, Chubut, Argentina. 183 pp.
- DUDGEON, D. 1994. The influence of riparian vegetation on macroinvertebrate community structure and functional organization in six New Guinea streams. *Hydrobiologia* **294**:65-85.
- GÓNZALEZ DEL TÁNAGO, M & N ANTÓN. 1998. Plan Forestal de la Comunidad de Madrid. Subprograma de ríos y riberas. E.T.S. Ingenieros de Montes. UPM, Madrid.
- GÓNZALEZ DEL TÁNAGO, M & N ANTÓN. 2000. Aplicación del índice QBR para estimar la calidad ambiental de las riberas de los principales ríos de la comunidad de Madrid. Resúmenes del X Congreso de la Asociación Española de Limnología y II Congreso Ibérico de Limnología, Valencia, España.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M & D GARCÍA DE JALÓN. 2006. Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica* **25(1-2)**:389-402.
- GOTELLI, NJ & AM ELLISON. 2004. *A primer of ecological statistics*. Sianuer Associates Inc. Publishers Massachusetts, USA.
- GRAÇA, M. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams - a review. *Internat Rev Hydrobiologia* **86(4-5)**:383-393.
- HARDING, JS & MJ WINTERBOURN. 1995. Effects of contrasting land use on Physico chemical conditions and benthic assemblages of streams in a Canterbury (South Island, New Zealand) river system. *N Z J Mar Freshwat Res* **29**:479-492.
- HARDING, JS; K CLAASSEN & N EVERS. 2006. Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? *Hydrobiologia* **568**:391-402.
- JANSSON, R; C NILSSON; M DYNESIUS & E ANDERSSON. 2000a. Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecol Appl* **10**:203-24.
- KOTWAL, PC; MD OMPRAKASH; G SANJAY & D DUGAYA. 2008. Ecological indicators: imperative to sustainable forest management. *Ecol Indic* **8**:104-107.
- KENNARD, MJ; BJ PUSEY; AH ARTHINGTON; BD HARCH & SJ MACKAY. 2006. Development and application of a predictive model of freshwater fish assemblage composition to evaluate river health in eastern Australia. *Hydrobiologia* **572**:33-57.
- LUDWIG, JA & JF REYNOLDS. 1988. *Statistical Ecology*. Wiley-Interscience. New York.
- MASTER, LL; SR FLACK & BA STEIN. 1997. Rivers of life: critical watersheds for protecting freshwater biodiversity. Arlington. *The Nature Conservancy*. 71 pp.
- MERRITT, RW & KW CUMMINS. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall-Hunt. Dubuque. 862 pp.
- MEYER, JL; MJ SALE; PJ MULHOLLAND & NL POFF. 1999.

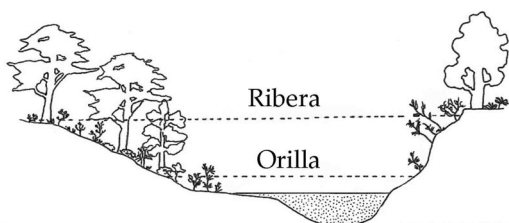
- Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health. *J Am Water Resour Assoc* 35:1373-1386.
- MISERENDINO, ML & LA PIZZOLÓN. 2000. Macroinvertebrates of a fluvial system in Patagonia: altitudinal zonation and functional structure. *Archiv für Hydrobiologie* 150:55-83.
- MISERENDINO, ML. 2004. Effects of landscape and desertification on the macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonia. *Archiv für hydrobiologie* 159:185-209.
- MISERENDINO, ML; C BRAND & CY DI PRINZIO. 2008. Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water Air Soil Pollut* 194:91-110.
- MUNNÉ, A; C SOLÀ & N PRAT. 1998a. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua* 175:20-37.
- MUNNÉ, A; N PRAT; C SOLA; N BONADA & M RIERADEVALL. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conserv Mar Freshw Ecosyst* 13:147-163.
- NAIMAN RJ & MG TURNER. 2000. A future perspective on North America's freshwater ecosystems. *Ecol Appl* 10:958-70.
- NAIMAN, RJ; RE BILBY; DE SCHINDLER & JM HELFIELD. 2002. Pacific Salmon, nutrients, and the dynamics of Freshwater and Riparian Ecosystems. *Ecosystems* 5:399-417.
- NEWBOLD, JD; DC ERMAN & KB ROBY. 1980. Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips. *Can J Fish Aquat Sci* 37:1076-1085.
- OSBORNE LL & DA KOVACIC. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwat Biol* 29:243-58.
- PETTIT, NE; RH FROEND & PM DAVIES. 2001. Identifying the natural flow regime and the relationship with riparian vegetation for two contrasting western Australian rivers. *Regul Rivers Res Manage* 17:201-215.
- PIZZOLÓN, L; ML MISERENDINO & L ARIAS. 1996. Inventario de perturbaciones antrópicas sobre los ambientes acuáticos de Chubut. *Resúmenes de las Jornadas Patagónicas de Medio Ambiente*. Esquel. Chubut. Pág. 36.
- PRAT, N & JV WARD. 1994. The timed river. Pp. 219-236 en: Margalef, R (ed.). *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- PRAT, N; A MUNNÉ; C SOLA; N BONADA & M RIERADEVALL. 1999. Perspectivas en la utilización de los insectos acuáticos como bioindicadores del estado ecológico de los ríos. Aplicación en ríos mediterráneos. *Rev Soc Entomol Argent* 58(1-2):181-192.
- REED, T & SR CARPENTER. 2002. Comparisons of P-Yield, Riparian Buffer Strips, and Land Cover in Six Agricultural Watersheds. *Ecosystems* 5:568-577.
- RILEY, R; CR TOWNSEND; DK NIYOGI; CA ARBUCKLE & KA PEACOCK. 2003. Headwater stream response to grassland agricultural development in New Zealand. *N Z J Mar Freshwat Res* 37:389-403.
- ROIG, F. 1999. Vegetación de la Patagonia. En: Correa, M (Dir.). *Flora Patagónica*. Tomo 8, Parte I. Colección Científica del INTA. Buenos Aires, Argentina.
- SCARSBROOK, MR & J HALLIDAY. 1999. Transition from pasture to native forest land use along stream continua: effects on stream ecosystems and implications for restoration. *N Z J Mar Freshwat Res* 33:293-310.
- SCARSBROOK, MR; J QUINN; JM HALLIDAY & R MORSE. 2001. Factors controlling litter input dynamics in streams draining pasture, pine, and native forest catchments. *N Z J Mar Freshwat Res* 35:751-762.
- SIROMBRA, MG; OM GRIMOLIZZI & AM FRENZEL. 2006. *Riberas de cursos de agua y calidad ecológica: una herramienta informática*. XXII Reunión Argentina de Ecología, Córdoba. Libro de Resúmenes. Pp. 214.
- SOKAL, RR & FJ ROHLF. 1995. *Biometry*. 3rd Edition, WH Freeman and Company. New York.
- STANFORD JA & JV WARD. 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *J N Am Benthol Soc* 12:48-60.
- STRAND, M & RW MERRITT. 1999. Impacts of livestock grazing activities on stream insect communities and the riverine environment. *Am Entomol* 45:13-29.
- SUÁREZ, ML & MR VIDAL-ABARCA. 2000. Aplicación del índice de calidad del bosque de ribera QBR (Munné et al., 1998) a los cauces fluviales de la Cuenca del río Segura. *Tecnología del agua* 201:33-45.
- SUÁREZ, ML; MR VIDAL-ABARCA; MM SÁNCHEZ-MONTOYA; J ALBA-TERCEDOR; M ÁLVAREZ ET AL. 2002. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnetica* 21(3-4):135-148.
- TEMPORETTI, PF. 2006. Efecto a largo plazo de los incendios forestales en la calidad del agua de dos arroyos en la subregión Andino-Patagónica, Argentina. *Ecol Aust* 16(2):157-166.
- TOWNSEND, CR; S DOLEDEC; R NORRIS; K PEACOCK & C ARBUCKLE. 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwat*

- Biol* **48**:768-85.
- VALDOVINOS, C. 2001. Procesamiento de detritus ripariano por macroinvertebrados bentónicos en un estero boscoso de Chile central. *Rev Chil Hist Nat* **74**:445-453.
- WARD, JV. 1989. The four dimensional nature of lotic ecosystems. *J N Am Benthol Soc* **8**(1):2-8.
- WARD, JV. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biol Conserv* **83**:269-278.
- WOOTTON, JT; MS PARKER & ME POWER. 1996. Effects of disturbance on river food webs. *Science* **273**:1558-61.
- ZIMMERMAN, RC; JC GOODLETT & GH COMER. 1967. The influence of vegetation on channel form of small streams. *Int Assoc Hydrol Sci Publ* **75**:255-275.

ANEXO 1

Calificación de la zona de ribera de los ecosistemas fluviales.

Índice QBRp (modificado de Munné et al. 1998a).



Estación:

Fecha:

Grado de cubierta de la zona de ribera. Puntuación entre 0 y 25

Puntuación	
20	>80% de cubierta vegetal de la zona de ribera (las especies anuales no se contabilizan).
15	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera.
10	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera.
5	<10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera.
+5	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total.
+2	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%.
-2	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%.
-5	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%.

Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera). Puntuación entre 0 y 25.

Puntuación	
18	Cobertura de árboles superior al 75%.
15	Cobertura de árboles entre el 50 y 75 % o cobertura de árboles entre el 25 y 50% y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25%.
10	Cobertura de árboles inferior al 50% y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25%.
5	Sin árboles y arbustos por debajo del 10%.
+5	Si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50%.
+2	Si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50%.
+2	Si los árboles tienen un sotobosque arbustivo.
-2	Si hay una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es >50%.
-2	Si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin continuidad.
-5	Si hay una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es <50%.

Calidad de la cubierta (depende del tipo morfológico de la zona de ribera y del orden lótico*). Puntuación entre 0 y 25

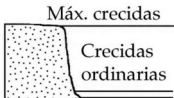
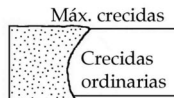
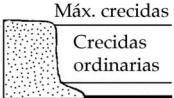
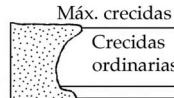
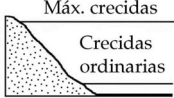
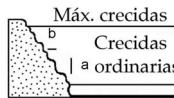
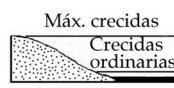
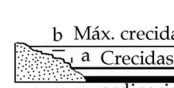
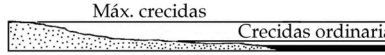
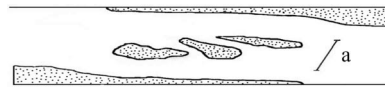
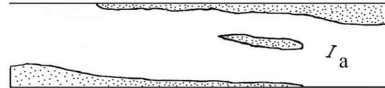
Puntuación	
15	Número óptimo de especies arbóreas autóctonas.
10	Número de especies de árboles autóctonos inferior al óptimo.
5	Sin especies de árboles autóctonos.
+5	Si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial en más del 75% de la longitud del tramo.
+2.5	Si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial entre el 50 y 75% de la longitud del tramo.
+5	Si el número diferente de especies de arbustos es
	Tipo 1 Tipo 2 Tipo3
	+2 +3 +4
-2.5	Si hay alguna especie de árbol y/o arbusto alóctono aislada.
-5	Si hay especie de árboles y/o arbustos alóctonos formando comunidades.

Grado de naturalidad del canal fluvial. Puntuación entre 0 y 25

Puntuación	
25	El canal del río no ha estado modificado.
20	Modificaciones de las terrazas adyacentes sin reducción del canal
15	Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal.
10	Signos de alteración y estructuras que modifican el canal.
5	Estructuras transversales.
0	Río canalizado en la totalidad del tramo.
Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)	

Determinación del tipo morfológico de la zona de ribera (sección 3)

Sumar el tipo de desnivel de la orilla derecha e izquierda, y sumar o restar según las otras dos secciones.

Tipos de desnivel de la zona riparia	Puntuación			
	Izquierda	Derecha		
Vertical/cóncavo (pendiente > 75°), con una altura no superable por las máximas avenidas			6	6
Igual pero con un pequeño talud o orilla inundable periódicamente (avenidas ordinarias)			5	5
Pendiente entre el 45 y 75°, escalado o no. La pendiente se cuenta con el ángulo entre la horizontal y la recta entre la orilla y el último punto de la ribera. $\Sigma a > \Sigma b$			3	3
Pendiente entre el 20 y 45°, escalonado o no. $\Sigma a < \Sigma b$			2	2
Pendiente < 20°, ribera uniforme y llana.			1	1
Existencia de una isla o islas en el medio del lecho del río				
Anchura conjunta "a" > 5 m				-2
Anchura conjunta "a" entre 1 y 5 m				-1
Porcentaje de sustrato duro con incapacidad para enraizar una masa vegetal permanente				
> 80 %				No se puede medir
60 - 80 %				+ 6
30 - 60 %				+ 4
20 - 30 %				+ 2
> 5 - 20 %				+ 1
Puntuación total				

Tipo morfológico según la puntuación

>8	Tipo 1	Riberas con una potencialidad intermedia para soportar una zona vegetada.
5 y 8	Tipo 2	Riberas cerradas.
<5	Tipo 3	Riberas extensas.

Número óptimo de especies arbóreas según tipo morfológico y orden lótico

Tipo morfológico	Orden lótico		
	Bajo	Medio	Alto
1	1 - 2	2	> 2
2	1 - 2	3	> 3
3	1 - 2	> 3	≥ 4

Los rangos de calidad según el índice QBRp son:

Nivel de calidad	QBRp	Color representativo
Bosque de ribera sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural	>90	Azul
Bosque ligeramente perturbado, calidad buena	>70-90	Verde
Inicio de alteración importante, calidad intermedia	>50-70	Amarillo
Alteración fuerte, mala calidad	>25-50	Naranja
Degradación extrema, calidad pésima	≤25	Rojo

Especies arbóreas/arbustivas presentes en riberas de los ríos cordilleranos de Patagonia.

Nativas

Austrocedrus chilensis (ciprés de la cordillera)

Nothofagus pumilio (lenga)

Nothofagus dombeyi (coihue)

Nothofagus antarctica (ñire)

Maytenus boaria (maitén)

Discaria chacaye (chacay de la cordillera)*

Discaria trinervis (chacay)*

Schinus patagonicus (laura)*

Lomatia hirsuta (radal)*

Baccharis obovata (huautro)**

Berberis buxifolia (calafate)**

Exóticas

Salix fragilis (mimbres negro)

Populus nigra (álamo)

Pinus ponderosa (pino ponderosa)

Pinus radiata (pino radiata)

Pinus contorta var. *latifolia* (pino murrayana)

Pseudotsuga menziesii (pino oregón)

Rosa rubiginosa (rosa mosqueta)**

Referencias:

* Porte arbóreo o arbustos altos

** Arbustivas