

CALIDAD DE LA VEGETACIÓN RIBEREÑA DEL RÍO MAULLÍN
(41° 28' S; 72° 59' O) UTILIZANDO EL ÍNDICE QBR

*QUALITY OF THE RIPARIAN VEGETATION OF THE MAULLIN RIVER
(41° 28' S; 72° 59' W) USING QBR INDEX*

Leonardo Fernández^{1, 2, 3}, Jaime Rau^{1, 2} & Aldo Arriagada^{2, 3, 4}

¹Departamento de Ciencias Básicas, Universidad de Los Lagos. Casilla 933. Osorno Chile;

²Programa-IBAM, Universidad de Los Lagos. Casilla 933. Osorno, Chile; ³Centro de Estudios en Biodiversidad (CEBCh), Avenida Diego Portales 901, Osorno, Chile; ⁴Programa de Doctorado en Sistemática y Biodiversidad, Departamento de Zoología, Universidad de Concepción.

Concepción, Chile.

limnoleo@gmail.com

RESUMEN

El río Maullín es uno de los sitios prioritarios identificados por la CONAMA como de interés para la conservación *in situ* presentando en su curso vegetación de asociaciones endémicas que alberga y protege una amplia diversidad de organismos, algunos de los cuales, presentan problemas de conservación. A pesar de esto, esta vegetación está siendo talada y reemplazada por especies exóticas. Con la finalidad de generar un diagnóstico de la calidad de la vegetación ribereña de este río, se aplicó en 24 estaciones el índice español QBR, el cual se basa en el registro *in situ* de diferentes atributos y componentes del área ribereña. Los resultados indican que el 16,7 % de las estaciones están con degradación extrema y calidad pésima (QBR ≤ 25), el 20,8 % con alteración fuerte y calidad mala (QBR= 30-50), el 29,2 % muestra inicio de alteraciones con una calidad de tipo intermedia (QBR= 55-70), el 25,0 % se encuentra con perturbaciones ligeras y buena calidad (QBR= 75-90). Por último, el 8,3 % de las estaciones mostró una calidad de tipo muy buena, con vegetación ribereña en condiciones prístinas (QBR ≥ 90).

PALABRAS CLAVE: Río Maullín, índice QBR, calidad vegetación ribereña.

ABSTRACT

Maullín River is a site identified by CONAMA as priority for *in situ* conservation for the importance of his associations of endemic vegetation that harbors and protects a wide diversity of organisms, some of which have conservation problems. Despite this, the vegetation is being harvested and replaced by exotic species. In order to generate a quality assessment of riparian vegetation of this river, we applied the QBR index in 24 stations, which is based on *in situ* registration of attributes and components of the riparian area. The results indicate that 16.7% of the stations are with extreme degradation and bad quality (QBR ≤ 25), 20.8% with strong alteration and poor quality (QBR = 30-50), 29.2% show starting changes with a quality of intermediate type (QBR = 55-70), 25.0% are slightly disturbed and good quality (QBR = 75-90). Finally, 8.3% of the stations showed a very good quality type, with riparian vegetation in pristine condition (QBR ≥ 90).

KEYWORDS: Maullín river, QBR index, quality of the riparian vegetation.

INTRODUCCION

En la actualidad, las riberas de los ríos están siendo fuertemente degradadas por la acción antrópica (Muotka & Laasonen 2002). Un ejemplo de esto es la pérdida de cubierta vegetal ribereña (Noss & Csuti 1994). Esto genera que la calidad de un río saludable y de condiciones prístinas se degrade en poco tiempo (Jefferies 1989), afectando sustancialmente las funciones ecosistémicas y la calidad del cuerpo de agua, particularmente si estas modificaciones involucran un incremento en la entrada de nutrientes al sistema (Bunn *et al.* 1999).

Dentro de las funciones de los sistemas ribereños, una de las más importantes tiene relación con su carácter de *buffer* biológico, mediante el cual se minimiza la entrada al río de contaminación difusa proveniente de terrenos agrícolas adyacentes (Carothers 1977). Además, mantienen una elevada biodiversidad y productividad, proporcionando refugio y alimento a un gran número de organismos (Knopf *et al.* 1988, Patten 1998). Por otro lado controlan el régimen de temperaturas y crecidas de las aguas del cauce (Patten 1998, Dale *et al.* 1999, Carver *et al.* 2004, Hattermann *et al.* 2006) y evitan un incremento de la escorrentía superficial lo que contribuye a mantener un buen nivel de nutrientes en el suelo (Pimentel & Kounang 1998).

Las variadas funciones ecológicas que exhibe la vegetación ribereña realzan su utilidad como un excelente indicador en la gestión y planificación territorial, permitiendo su inclusión como elemento clave para la calificación del estado ecológico de los ríos (Suárez *et al.* 2004). En el presente se está prestando bastante atención a las complejas relaciones que se establecen entre el flujo natural del agua y la vegetación ribereña (Pettit *et al.* 2001, Shafroth *et al.* 2002); por ejemplo la Directiva Marco del Agua (DOCE 2000), ya incluye a las áreas ribereñas entre los aspectos a considerar para calificar la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos, por lo que conocer su estado es uno de los primeros pasos en la cuantificación de las desviaciones desde una condición natural (Chaves *et al.* 2005).

A pesar de lo anterior, no existen muchas propuestas metodológicas para estimar la calidad de las áreas ribereñas utilizando índices de fácil manejo y de aplicación sencilla (Suárez *et al.* 2004, Colwell 2007), ya que la mayoría de los índices

que evalúan la calidad de este sistema sólo se basan en las propiedades del agua, las comunidades biológicas y sus características geomórficas (Raven *et al.* 1998).

Sin embargo, Munné *et al.* (1998a, 1998b, 2003) diseñaron un índice que mide la calidad de la vegetación ribereña *in situ* llamado "QBR" que tiene su origen del acrónimo catalán "Qualitat del Bosc de Ribera". Este índice se basa en la recopilación de diferentes atributos y componentes del área ribereña, considerando cuatro secciones: (1) grado de cobertura de la cubierta vegetal, (2) estructura de la vegetación, (3) calidad de la cubierta vegetal y (4) grado de naturalidad del canal fluvial. Cada una de estas secciones puede ser calificada entre 0 y 25 puntos, valores que luego serán sumados para obtener el valor del índice QBR que oscilará entre 0 y 100.

El índice QBR ha sido aplicado en distintos ríos españoles (Munné *et al.* 1998a, 1998b, Prat *et al.* 1999, Carrascosa & Munné 2000, Suárez & Vidal-Abarca 2000, Martínez & Lozano 2004, Suárez *et al.* 2004, Munné *et al.* 2003), portugueses (Moreira 2006), turcos (Tüzün & Albayrak 2005), norteamericanos (Colwell 2007) y argentinos (González 2007) con resultados satisfactorios. Es necesario destacar que en el caso de la experiencia desarrollada por Carrascosa & Munné (2000), el índice fue utilizado en ríos de alta montaña, concluyendo que el QBR no es aplicable por encima de los 1500 m de altitud y que por sobre los 800 m de altitud se requieren algunas modificaciones, tales como, la consideración de herbazales megafórbicos como elemento estructurador del recubrimiento ribereño y puntuar de manera negativa la ausencia de un sotobosque consolidado. De igual forma Suárez & Vidal-Abarca (2000) inciden en la necesidad de realizar ajustes en el caso de ser aplicado en ríos efímeros.

Las experiencias anteriores (considerando, cuando sea el caso, las limitantes y modificaciones mencionadas) sugieren que el índice QBR puede ser una herramienta viable para estimar el grado de conservación *in situ* de la vegetación ribereña. La conservación *in situ* es reconocida a nivel global y regional como una de las más importantes herramientas de protección de la diversidad biológica, pues, permite mantener y restaurar el rango completo de la diversidad biológica de la región, al generar una cobertura protegida, conectividad, restauración, reducción y mitigación de amenazas (DGA 2004).

En el sur de Chile, uno de los sitios identificados como prioritario para la conservación de la biodiversidad *in situ* es el Río Maullín (CONAMA 2002). Presenta en su curso vegetación ribereña de asociaciones endémicas de bosques pantanosos o “hualves” que albergan y protegen una amplia diversidad de organismos, algunos con graves problemas de conservación, como el caso del huillín (*Lontra provocax*), mustélido que ha sufrido una reducción en su población desde finales del siglo pasado, debido principalmente a factores antrópicos, lo que ha llevado a esta especie a la categoría de “en peligro de extinción” (Sielfeld & Castilla 1999).

En este sentido, el objetivo de este trabajo es evaluar la calidad de la vegetación ribereña presente en 45 km del río Maullín utilizando el índice QBR, y entregar una aproximación actual del estado de

conservación de esta cuenca e información que permita crear futuras líneas de investigación en el río junto con verificar la aplicabilidad del índice QBR.

MATERIALES Y METODOS

AREA DE ESTUDIO

El río Maullín (41° 28' S; 72° 59' O) es preandino y se origina en el sector occidental del lago Llanquihue. Este río recorre una distancia de 85 km, originando una cuenca que cubre 4.298 km² y con un caudal promedio de 72 m³/s (Niemeyer & Cereceda 1984). Desde su cabecera sigue en dirección al suroeste desembocando como un gran estuario en cuya costa sur se emplaza la ciudad de Maullín (Fig. 1).

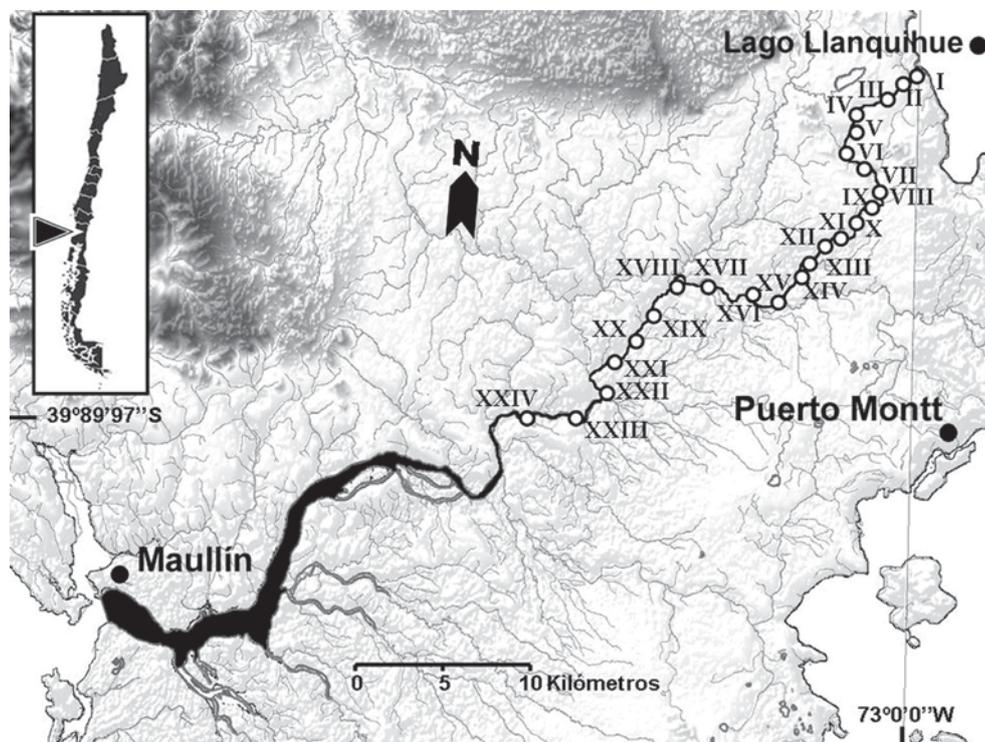


FIGURA 1. Cuenca del río Maullín (Región de Los Lagos, Chile) y las 24 estaciones.

FIGURE 1. Maullín river (Los Lagos Region Chile) and the 24 stations studied.

Esta cuenca presenta dos tipos climáticos, clima templado cálido lluvioso con influencia mediterránea y clima marítimo lluvioso. La flora terrestre de la cuenca, se caracteriza por la presencia de las siguientes comunidades vegetales: Bosque Laurifolio de Valdivia, Bosque Laurifolio de Los Lagos y Bosque Laurifolio de Chiloé (Gajardo 1994).

El uso del suelo en la cuenca se compone de un 35,6% de praderas, 35,3% de matorrales, rotación de cultivo, cuerpos de aguas, nieves, glaciares y humedales, y finalmente un 27,8% de bosque nativo y mixto (DGA 2004).

APLICACIÓN DEL ÍNDICE QBR

El trabajo de campo fue realizado durante el año 2007, muestreándose un total de 24 estaciones. Estas tuvieron una extensión de 100 m cada una y una separación aproximada de 2,5 km entre sí (Fig. 1). Previo a la aplicación del índice se diferenció y delimitó visualmente la orilla y la ribera en cada estación. La primera corresponde a la zona del cauce inundable en crecidas periódicas en un periodo aproximado de dos años, y la segunda es la zona inundable en crecidas de gran magnitud (periodos de hasta 100 años), pudiendo incluir varias terrazas aluviales.

El índice considera toda la vegetación arbórea, arbustiva y el matorral perenne encontrado en la ribera. Sin embargo, también considera a las helófitas que puedan encontrarse en la orilla y emergiendo del canal del río. Para la aplicación de este índice nunca se consideran; ni las plantas de crecimiento anual, ni las macrófitas (las características al interior del canal del río no se utilizan).

Los valores del índice se distribuyen en cinco rangos de calidad: calidad muy buena, estado natural (≥ 90); calidad buena, ligeramente perturbado (75-90); calidad intermedia, inicio de alteración (55-70); calidad mala, alteración fuerte (30-50) y calidad pésima, degradación extrema (≤ 25).

El índice QBR fue aplicado una vez en cada estación de muestreo, ya que sus resultados no varían entre las estaciones anuales. Sin embargo, éstos pueden variar cuando ocurren catástrofes de origen natural o antrópica que modifiquen drásticamente la estructura y cubierta vegetal y la geomorfología del río. Para ver una descripción más detallada del protocolo seguido para la aplicación del índice QBR, consultar Munné *et al.* (1998a, 1998b, 2003).

RESULTADOS

Se encontraron todos los rangos de calidad existentes para el índice QBR en las estaciones estudiadas. Las estaciones I, II, XXIII y XXIV presentaron la peor calidad y las IX y XI una calidad de tipo muy buena, con una vegetación ribereña inalterada (Fig. 2).

Considerando el total de las estaciones el 16,7 % muestra una degradación extrema y una calidad pésima ($QBR \leq 25$). El 20,8 % muestra alteración fuerte de la ribera y una calidad mala ($QBR = 30-50$). Un 29,2 % muestra inicio de alteraciones importantes en el área ribereña, con una calidad de tipo intermedia ($QBR = 55-70$). Otro 25,0 % de las estaciones se encuentra con perturbaciones ligeras y buena calidad ($QBR = 75-90$). Por último, el 8,3 % de las estaciones mostró una calidad de tipo muy buena, es decir las riberas en estos puntos se encuentran en condiciones prístinas ($QBR \geq 90$). La Fig. 3 muestra el porcentaje que representan las estaciones muestreadas según su rango de calidad para el índice de calidad ribereña QBR.

La identidad taxonómica de la vegetación presente en las estaciones muestreadas, que cumplió con los requisitos para ser considerada en la evaluación de la calidad ribereña, estuvo representada por nueve familias y 16 géneros y 19 especies (Tabla I). Las especies introducidas *Eucalyptus globulus* Labill., *Eucalyptus nitens* Maiden y *Rubus constrictus* P.J.Müll. & Lefèvre se encontraron formando comunidades aisladas principalmente en las últimas estaciones, desplazando en ocasiones completamente a las especies nativas.

DISCUSION

Munné *et al.* (2003) señalan que en forma natural las cabeceras de los ríos presentan zonas desprovistas de vegetación arbórea, lo que podría entregar un valor de QBR subvalorado. Esta condición se hace más evidente aún en ríos de alta montaña que se encuentran sobre los 800 m de altitud (Carrascosa & Munné 2000). Sin embargo, la pésima calidad de las estaciones ubicadas en la boca del río Maullín, no podríamos atribuirla a la falta de vegetación producto de la altura de las estaciones, pues es un río de origen preandino cuya cabecera se encuentra entre los 50 y 60 m de altitud.

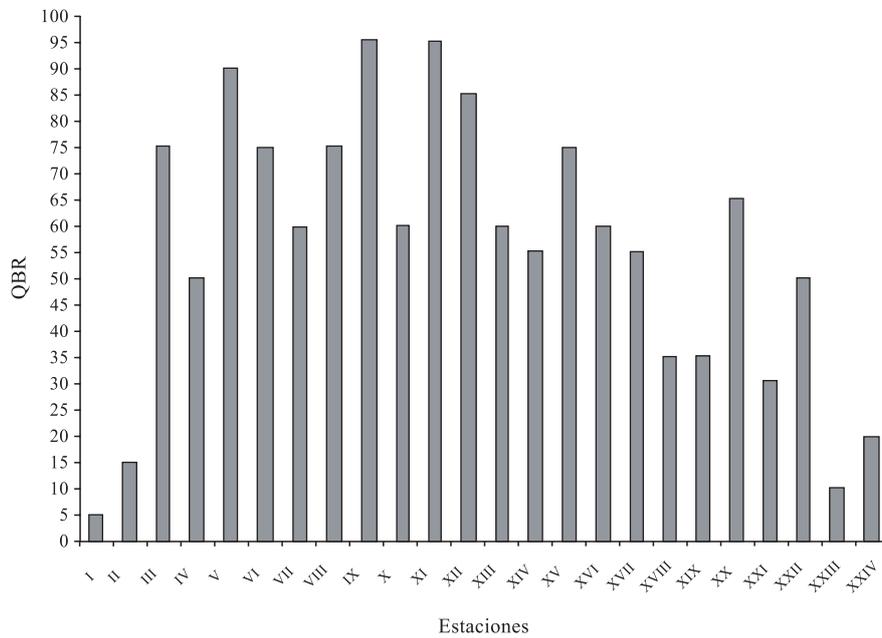


FIGURA 2. Histograma para los valores del índice QBR obtenidos para cada estación evaluada en el río Maullín.

FIGURE 2. Histogram for QBR index values, obtained for station studied in the Maullín river.

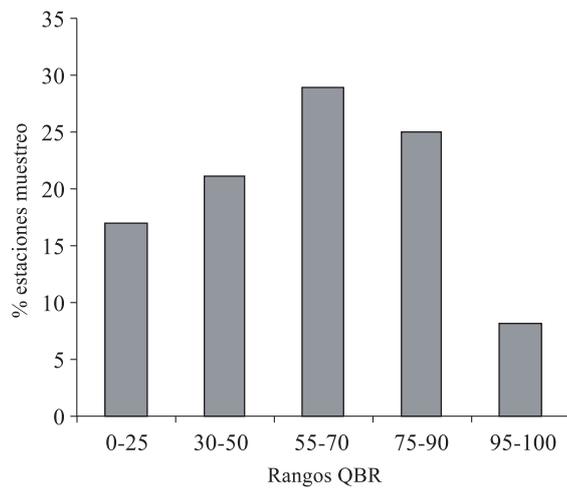


FIGURA 3. Histograma de frecuencia del índice QBR v/s el porcentaje de estaciones en el río Maullín.

FIGURE 3. Histogram of QBR index v/s the percentage of stations in the Maullín river.

TABLA I. Flora vascular encontrada y utilizada para evaluar la calidad de la vegetación ripariana del río Maullín. OF= origen fitogeográfico; N= nativa, autóctona; I= introducida, alóctona.

TABLE I. Vascular flora found and used to evaluate the riparian vegetation quality of the Maullín river. OF = fitogeographic origin; N = native, autochthonous; I = alien, alochthonous.

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	OF
Cyperaceae	<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A.Mey.) Soják	Totora	N
Elaeocarpaceae	<i>Crinodendron hookerianum</i> Gay	Chaquihue	N
Monimiaceae	<i>Laurelia sempervirens</i> (Ruiz et Pav.) Tul.	Laurel	N
Monimiaceae	<i>Laureliopsis philippiana</i> (Looser) Schodde	Tepa	N
Myrtaceae	<i>Amomyrtus luma</i> (Molina) D.Legrand et Kausel	Luma	N
Myrtaceae	<i>Amomyrtus meli</i> (Phil.) D.Legrand et Kausel	Meli	N
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i> (Hook. et Arn.) Nied.	Temu	N
Myrtaceae	<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Eucalipto	I
Myrtaceae	<i>Eucalyptus nitens</i> Maiden	Eucalipto	I
Myrtaceae	<i>Luma apiculata</i> (DC.) Burret	Arrayán	N
Myrtaceae	<i>Luma chequen</i> F.Phil.	Chequén	N
Myrtaceae	<i>Myrceugenia exsucca</i> (DC.) O.Berg	Pitra, petra	N
Myrtaceae	<i>Ugni molinae</i> Turcz.	Murta	N
Onagraceae	<i>Fuchsia magellanica</i> Lam.	Chilco	N
Pinaceae	<i>Pinus radiata</i> D.Don	Pino insignis	I
Proteaceae	<i>Embothrium coccineum</i> J.R.Forst. et G.Forst.	Notro	N
Proteaceae	<i>Gevuina avellana</i> Molina	Avellano	N
Rosaceae	<i>Rubus constrictus</i> P.J.Müll. et Lefèvre	Murra	I
Winteraceae	<i>Drimys winteri</i> J.R.Forst. et G.Forst.	Canelo	N

Sugerimos que la baja valoración del QBR en estas estaciones son el resultado de la presión antrópica (i.e. viviendas, puentes, industrias, desechos), a través de la cual se ha ido reemplazando la vegetación ribereña original. Anteriormente las riberas en esta sección del río poseían mucha vegetación palustre y un sotobosque bien conformado, posteriormente esta vegetación fue retirada y en su lugar se relleno el área ribereña con sedimento (Fernández, observación personal). Estas estaciones presentan además riberas extensas con pendiente baja, correspondiendo a los patrones típicos de los tramos bajos de los ríos y no a los superiores (Munné *et al.* 1998b). Esta discordancia con una ribera típica de cabecera podría deberse a la exposición de estas estaciones a los efectos de la urbanización, lo que junto a la pérdida de la vegetación ha contribuido a erosionar la ribera, pues, si bien el uso y transformación de los suelos para la agricultura es el principal agente

erosionante, también la construcción de caminos, carreteras y viviendas dejan el suelo vulnerable a la erosión (Ledger 1968, Andrus 1986, Showers 1996, Pimentel & Kounang 1998, Harden 2001). En las primeras estaciones del río Maullín, los puentes producen un bajo valor del QBR, ya que además de contribuir a erosionar los suelos, modifican la naturalidad del canal fluvial, actúan como rutas de invasión de especies exóticas y son fuente de contaminación química de aguas y suelos (Smith & Armesto 2002), funcionando también como barreras que alteran los patrones de dispersión o migración de animales pudiendo provocar extinciones locales (Bunn & Arthington 2002).

Estos bajos valores de calidad para estas primeras estaciones son preocupantes, puesto que las cabeceras de los ríos bien conservadas son críticas para mantener la estabilidad ecológica de la sección media y baja de los ríos (Tockner & Ward 1999). Resultados similares han encontrado

Tüzün & Albayrak (2005) en el río Kizilirmak de Turquía, donde las zonas calificadas como de peor calidad por el índice QBR se correspondieron con las más próximas a los núcleos poblacionales. Esto es de igual forma aplicable a las últimas estaciones, las cuáles también tienen la peor calificación en calidad debido a su proximidad a otros sectores urbanos junto con un aumento del uso del suelo con fines productivos, lo que contribuye a modificar y fragmentar el hábitat ribereño, lo cual es calificado en forma negativa en la sección “estructura de la cubierta” del índice QBR. Esto es alarmante, si consideramos que la fragmentación del hábitat vegetal tiene efectos negativos sobre la calidad de las semillas y la reproducción de plantas leñosas (Henríquez 2004, Humaña & Valdivia 2004).

En general, el empeoramiento de la calidad ribereña del río se debe en parte a pequeñas modificaciones en el canal fluvial y al reemplazo paulatino, río abajo, de la vegetación nativa por monocultivos de especies introducidas como *Eucalyptus globulus*, *Eucalyptus nitens* y *Pinus radiata* D. Don. Además se observaron ejemplares aislados de *Rubus constrictus* en sitios desforestados lo que es puntuado de forma negativa en la sección “calidad de la cubierta vegetal” del índice QBR. Esto genera estaciones con valores de calidad intermedia, mala y muy mala calidad, dependiendo del grado de intervención sobre la flora nativa y de la presencia de otros factores negativos tales como basura y drenado del suelo.

Las especies del género *Rubus* introducidas son un gran problema para las especies ribereñas nativas, debido a su naturaleza invasora agresiva, la cual se ve favorecida por la ausencia de controladores naturales y las condiciones climáticas y de suelo de Chile (Oehrens & González 1974). Además, su presencia evidencia la degradación del suelo ribereño, ya que, cuando el estrato arbóreo desaparece por causas como la deforestación, puede dar paso a matorrales y pastos pobres (García 1993). De esta forma, la deforestación junto con permitir el establecimiento de especies invasoras, produce un incremento de la escorrentía superficial lo que reduce la capacidad para almacenar agua del suelo, el nivel de nutrientes, la biomasa y biodiversidad entera del ecosistema (Pimentel & Kounang 1998).

De acuerdo a lo anterior, no es extraño observar que la distribución de los valores del índice

sugieran un empeoramiento de la calidad ribereña desde el origen del río hacia la desembocadura, pues generalmente la degradación de las riberas es más intensa en las partes bajas de los ríos que en las cabeceras, debido a la mayor presión antrópica en estas zonas (Ibero *et al.* 1996).

El índice puntúa de forma positiva la presencia conjunta de árboles, arbustos y hierbas helófitas, ya que considera la complejidad de la vegetación como una causal de mayor biodiversidad, sin embargo en el Río Maullín no observamos este tipo de vegetación. Por ejemplo, dominando las riberas de las primeras estaciones está sólo la helófito *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Soják, especie nativa y típica de ambientes palustres (Hauenstein *et al.* 2002). Altas densidades de esta especie se asocian a ambientes degradados y con altos niveles de eutrofia inducida por actividad antrópica (San Martín *et al.* 2001). El dominio de esta especie, junto a la existencia de muchos efluentes de industrias, confirma la baja puntuación entregada por el índice QBR en estas estaciones.

Al igual que lo encontrado en otros sectores ribereños por San Martín *et al.* (1999), se identificó formando asociaciones típicas de los hualves a las especies *Myrceugenia exsucca* (DC.) O. Berg, *Blepharocalyx cruckshanksii* (Hook. et Arn.) Nied. y *Drimys winteri* J.R. Forst. et G. Forst. a lo largo de todas las estaciones, excepto en las dominadas por *S. californicus* y en las que han sido reemplazadas por monocultivos de especies exóticas. Estos bosques corresponden a las comunidades más afectadas por la acción antrópica en las últimas estaciones, ya que son objeto de tala, observándose un cambio en el uso del suelo para obtener espacios aptos para la agricultura. Esta situación ha sido identificada también en otros bosques pantanosos de *B. cruckshanksii* y *D. winteri* (Hauenstein *et al.* 2002, Neira 2005), lo cual constituye un antecedente preocupante ya que esta asociación boscosa, junto con el totoral, ha sido identificada como hábitat trascendental para fauna con problemas de conservación, como por ejemplo el huillín (Hauenstein *et al.* 2001).

Las estaciones ubicadas en el tramo medio son las que presentan los mejores valores de calidad, encontrándose incluso dos estaciones con calidad “en estado natural”, relacionándose este hecho a la ausencia de conglomerados urbanos y a la existencia en esta zona de un parque privado, demostrando que el incentivo y la subvención

de estas iniciativas por parte del gobierno hacia los privados contribuye de manera exitosa a la conservación *in situ*. De igual forma, los hábitats ribereños que se encuentran en “estado natural” son los ecosistemas continentales más diversos y dinámicos (Ward 1998) y se presentan como los más adecuados para albergar especies como el huillín, ya que el desarrollo de una buena cubierta vegetal favorece a los mustélidos (Jiménez 2005).

Finalmente, el índice QBR puede ser considerado como una herramienta económica, útil, y aplicable para calcular el grado de conservación *in situ* de la vegetación ribereña, permitiendo identificar los puntos en los que esta vegetación está muy afectada o en la que se encuentra en condiciones intermedias y prístinas. Así mismo, permite identificar las causas que condicionan la calidad de la vegetación ribereña. En el caso del río Maullín, la calidad de la vegetación ribereña presenta mayoritariamente un tipo intermedio, identificándose como muy mala dentro y cerca de los núcleos poblacionales y como muy buena en los lugares colindantes a un Área Protegida Privada, sugiriendo una paulatina disminución de la calidad desde la cabecera del río hacia la desembocadura.

Se propone su uso en otros ríos chilenos, en lo posible en conjunto a índices biológicos y/o análisis físicoquímicos con la finalidad de obtener una visión holística de la salud de estos sistemas lóticos.

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Núria Bonada, Dr. Narcís Prat, señor Manuel Pich y al Instituto de Estudios Albacetenses “Don Juan Manuel” por el envío de bibliografía e información técnica. El primer autor agradece de manera especial a los señores Jorge Pérez-Schultheiss y Diego Penneckamp por los valiosos comentarios realizados sobre la versión final del escrito. Trabajo financiado por el proyecto 0306 “Calidad Ambiental de Sistemas Lóticos y Lénticos del Sur de Chile”, Programa IBAM-Universidad de Los Lagos.

BIBLIOGRAFIA

- ANDRUS, C. 1986. The Economics of Erosion Control in a Subtropical Watershed: Comment. *Land Economics* 62: 329-330.
- BUNN, S.E., P.M. DAVIES & T.D. MOSISCH. 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41: 333-345.
- BUNN, S.E. & A.H. ARTHINGTON. 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507.
- CAROTHERS, S.W. 1977. Importance, preservation, and management of riparian habitats: an overview. In: R.R. Jonson & D.A. Jones (eds.), *Importance, Preservation, and Management of Riparian Habitats: a Symposium*. pp. 2-4. USDA Forest Service General Technical Report RM-43. US Government Print Office, Washington, DC.
- CARRASCOSA, V. & A. MUNNÉ. 2000. Qualificació dels boscos de ribera andorrans. Adaptació de l'índex QBR als d'alta muntanya. *Habitats-Centre de Biodiversitat (IEA)* 1: 4-13.
- CARVER, A.D., D.D. SCOTT, J.Z. JAMES, J.C. MANGUN & K.W. WILLIARD. 2004. A GIS Methodology for Generating Riparian Tree Planting Recommendations. *Northern Journal of Applied Forestry* 21: 100-106.
- CHAVES, M.L., P.M. CHAINHO, J.L. COSTA, N. PRAT & M.J. COSTA. 2005. Regional and local environmental factors structuring undisturbed benthic macroinvertebrate communities in the Montego River basin, Portugal. *Archiv für Hydrobiologie* 163: 497-523.
- COLWELL, S. 2007. The Application of the QBR index to the Riparian Forest of Central Ohio Streams. Honor's Thesis. School of Environment and Natural Resources, the Ohio State University, Ohio, USA. 42 pp.
- CONAMA. 2002. Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad, X Región de Los Lagos. Comisión Nacional del Medio Ambiente, Chile. 56 pp.
- DALE, J., G.S. HELFMAN & J.O. HARPER. 1999. Effects of riparian forest renewal on fish assemblages in southern appalachian streams. *Conservation Biology* 13: 1454-1465.
- DGA. 2004. Diagnóstico y Clasificación de los Cursos y Cuerpos de Agua Según Objetivos de Calidad, Cuenca del río Maullín. Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas, Chile. 83 pp.
- D.O.C.E. 2000. Directiva (2000/60/CE) del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. D.O.C.E. L 327 de 22/12/00. 69 p.
- GAJARDO R. 1994. La vegetación natural de Chile. Clasificación y Distribución Geográfica. Editorial Universitaria. Chile. 165 pp.
- GARCÍA, M.P. 1993. Distribución de suelos en la Cuenca del Duero: relación con otros factores ambientales. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 13: 155-168.
- GONZÁLEZ, L.M. 2007. Evaluación de la Calidad Ecológica del Hábitat Ripario en tramos del río Muerto, Yerba Buena, Tucumán, Argentina.

- Tesis de Graduación para optar al título de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Tucumán, Argentina. 98 pp.
- HARDEN, C.P. 2001. Soil Erosion and Sustainable Mountain Development: Experiments, Observations and Recommendations from the Ecuadorian Andes. *Mountain Research and Development* 21: 77-83.
- HATTERMANN, F.F., V. KRYSANOVA, A. HABECK & A. BRONSTERT. 2006. Integrating wetlands and riparian zones in river basin modelling. *Ecological Modelling* 199: 379-392.
- HAUENSTEIN, E., A. MUÑOZ-PEDREROS, F. PEÑA-CORTÉS & M. GONZÁLEZ. 2001. Bases para la conservación de los humedales de la costa de Toltén (IX Región). Informe Final Proyecto DIUCT N° 99-4-04. Dirección de Investigación, Universidad Católica de Temuco. 56 pp.
- HAUENSTEIN, E., M. GONZÁLEZ, F. PEÑA-CORTÉS & A. MUÑOZ-PEDREROS. 2002. Clasificación y caracterización de la flora y vegetación de los humedales de la costa de Toltén (IX Región, Chile). *Gayana Botánica* 59: 87-100.
- HENRÍQUEZ, C. 2004. Efecto de la fragmentación del hábitat sobre la calidad de las semillas en *Lapageria rosea*. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 177-184.
- HUMAÑA, A. & C. VALDIVIA. 2004. Sistema reproductivo en *Crinodendron patagua* Mol. (Elaeocarpaceae), un árbol endémico de Chile Central. *Gayana Botánica* 61 (2): 55-59.
- IBERO, C., C. ALVAREZ, J.C. BLANCO, J. CRIADA, A. SÁNCHEZ & C. VIADA. 1996. Ríos de vida. Estado de conservación de las riberas fluviales en España. Sociedad Española de Ornitología, SEO/Birdlife. 45 pp.
- JEFFERIES, D.J. 1989. The changing otter population of Britain 1700-1989. *Biological Journal of the Linnean Society* 38: 61-69.
- JIMÉNEZ, J. 2005. Adaptaciones de la nutria (*Lutra lutra*) a la variación de los recursos en ambientes mediterráneos. Tesis doctoral, Universidad de Valencia, España. 195 pp.
- KNOPE, F.L., R.R. JONSON, T. RICH, F.B. SAMSON & R.C. SZARO. 1988. Conservation of riparian ecosystems in the United States. *Wilson Bulletin* 100: 272-284.
- LEDGER, R. 1968. Urban Erosion in the USSR. *Soviet Studies* 19: 426-429.
- MARTÍNEZ, C. & P. LOZANO. 2004. Aplicación del Índice de Calidad del Bosque de Ribera, QBR al Río Júcar en la provincia de Albacete. En: Instituto de Estudios Albacetenses "Don Juan Manuel" (eds.), *Jornadas Sobre el Medio Natural Albacetense*, pp. 313-321. II Jornadas Sobre el Medio Natural Albacetense, España.
- MOREIRA, D.G. 2006. Metodología de reabilitação fluvial integrada: O caso do rio estorões na paisagem protegida das lagoas de Bertandos E S. Pedro D'Arcos. Dissertação para Obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental. Universidade de Tras-os-Montes e Alto Douro, Portugal. 177 pp.
- MUNNÉ, A., C. SOLÁ & 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., C. SOLÁ, M. RIERADEVALL & N. PRAT. 1998b. Índex QBR: Mètode per a l'avaluació de la qualitat dels ecosistemas de ribera. *Estudis de la Qualitat Ecològica dels Rius* (4). Diputació de Barcelona, Àrea de Medi Ambient. Barcelona, España. 28 pp.
- MUNNÉ, A., N. PRAT, C. SOLÁ, N. BONADA & M. R. RIERADEVALL. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 147-163.
- MUOTKA, T. & P. LAASONEN. 2002. Ecosystem recovery in restored headwater stream: the role of enhanced leaf retention. *Journal of Applied Ecology* 39: 145-156.
- NEIRA, A. 2005. Flora, Fitosociología y Estado de Conservación de los Bosques Pantanosos de la Depresión Central, en el Sector Penución Comuna de Loncoche, IX Región. Tesis Licenciado en Recursos Naturales. Temuco, Chile. Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco. 96 pp.
- NIEMEYER, H. & P. CERECEDA. 1984. Geografía de Chile. Santiago: Instituto Geográfico Militar (IGM) (8) p. 309.
- NOSS, R. & B. CSUTÍ. 1994. Habitat fragmentation. In: G. Meffe & C. Carroll (eds.), *Principles of conservation biology*, pp. 300-328. Sunderland, Massachusetts. Sinauer Associates, Inc. Publishers.
- OEHRNS, E. & S. GONZÁLEZ. 1974. Introducción de *Phragmidium violaceum* (Schulz) como factor de control biológico de zarzamora (*Rubus constrictus* Lef. et M. y *R. ulmifolius* Schott.). *Agro Sur* 2: 30-33.
- PATTEN, D.T. 1998. Riparian ecosystems of semiarid North America: Diversity and human impacts. *Wetlands* 18: 498-512.
- PETTIT, N.E., R.H. FROEND & P.M. DAVIES. 2001. Identifying the natural flor regime and the relationship with riparian vegetation for two contrasting western Australian rivers. *Regulated Rivers Research Management*. 17: 201-215.
- PIMENTEL, D. & N. KOUNANG. 1998. Ecology of soil erosion in ecosystems. *Ecosystems* 1: 416-426.
- PRAT, N., M. RIERADEVALL, A. MUNNÉ, C. SOLÁ & N. BONADA. 1999. La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs i el Foix. Informe 1997. *Estudis de la Qualitat Ecològica dels Rius* (6). Diputació de Barcelona. Àrea de Medi Ambient. Barcelona, España. 32 p.
- RAVEN, P.J., N.T.H. HOLMES, F.H. DAWSON & M. EVERARD. 1998. Quality Assessment Using River Habitat

- Survey Data. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 8: 477-499.
- SAN MARTÍN, C., C. RAMÍREZ & P. OJEDA. 1999. Distribución de macrófitos y patrones de zonación ribereña en la cuenca del río Valdivia, Chile. *Revista Geográfica de Valparaíso*. 29-30: 117-126.
- SAN MARTÍN, C., C. RAMÍREZ, J. SAN MARTÍN & R. VILLASEÑOR. 2001. Flora y Vegetación del Estero Reñaca (V Región, Chile). *Gayana Botánica* 58: 31-46.
- SHAFROTH, P.B., J.C. STROMBERG & D.T. PATTEN. 2002. Riparian vegetation responses to altered disturbance and stress regimes. *Ecological Applications* 12: 107-123.
- SHOWERS, K.B. 1996. Soil Erosion in the Kingdom of Lesotho and Development of Historical Environmental Impact Assessment. *Ecological Applications* 6: 653-664.
- SIELFELD, W. & J.C. CASTILLA. 1999. Estado de conservación y conocimiento de las nutrias en Chile. *Estudios Oceanológicos* 18: 69-79.
- SMITH, C. & J. ARMESTO. 2002. Importancia Biológica de los Bosques Costeros de la Décima Región: el Impacto de la Carretera Costera Sur. *Ambiente y Desarrollo* 23: 6-14.
- SUÁREZ, M.L. & M.R. VIDAL-ABARCA. 2000. Aplicación del índice de calidad del bosque de ribera, QBR a los cauces fluviales de la cuenca del río Segura. *Tecnología del Agua* 201: 33-45.
- SUÁREZ, M.L., M.R. VIDAL-ABARCA, M.M. SÁNCHEZ-MONTOYA, J. ALBA-TERCEDOR, M. ALVAREZ, J. AVILÉS, N. BONADA, J. CASAS, P. JÁIMEZ-CUELLAR, A. MUNNÉ, I. PARDO, N. PRAT, M. RIERADEVALL, M.J. SALINAS, M. TORO & S. VIVAS. 2004. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnetica* 21: 135-148.
- TOCKNER, K. & J.V. WARD. 1999. Biodiversity along riparian corridors. *Large Rivers* 11: 293-310.
- TÜZÜN, I. & I. ALBAYRAK. 2005. The effect of Disturbances to Habitat Quality on Otter (*Lutra lutra*) Activity in the River Kizilirmak (Turkey): a Case Study. *Turkish Journal of Zoology* 29: 327-335.
- WARD, J.V. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Conservation Biology* 83: 269-278.

Recibido: 14.04.09
Aceptado: 10.06.09