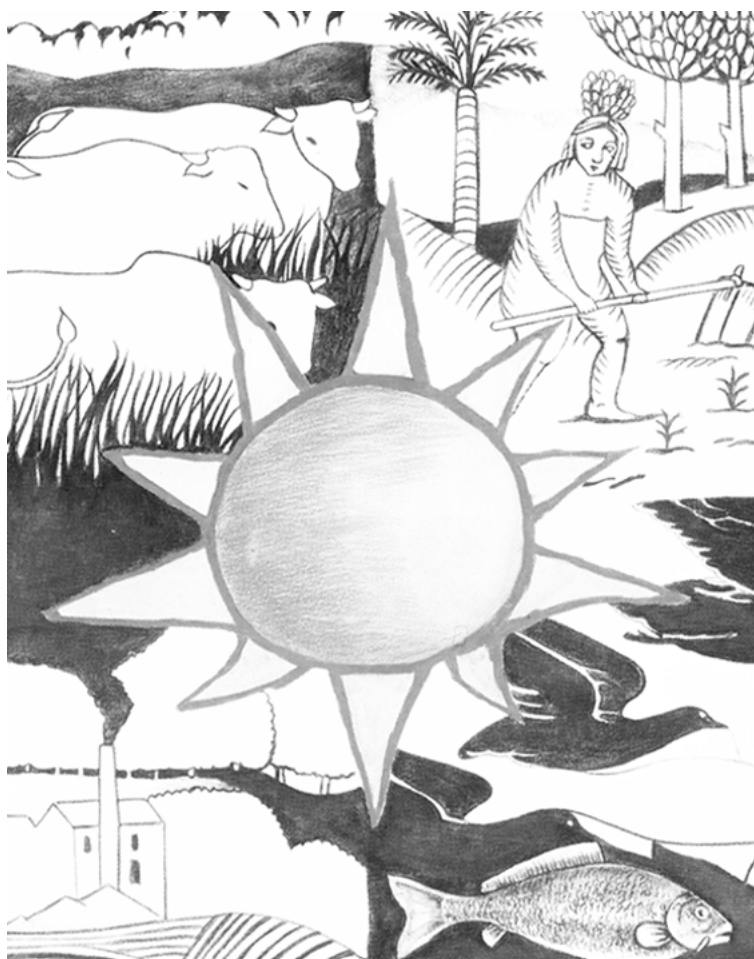


LAS FRANJAS DE VEGETACIÓN RIBEREÑA Y SU FUNCIÓN DE AMORTIGUAMIENTO, UNA CONSIDERACIÓN IMPORTANTE PARA LA CONSERVACIÓN DE HUMEDALES

The riparian vegetation and their buffer function, an important consideration for wetlands conservation

Patricia Möller



Programa de Humedales, Centro de Estudios Agrarios y Ambientales CEA, Casilla 164, Valdivia, Chile. Correo electrónico: pmoller@ceachile.cl

RESUMEN

La zona ribereña o ripariana es una estrecha franja que se ubica adyacente a los ríos, lagos y embalses, humedales y planicies de inundación y que desempeña importantes funciones ecológicas. Entre ellas está la función de amortiguamiento de los ingresos de contaminantes derivados de las actividades productivas que generan contaminación difusa y que son las más difíciles de controlar. Esta capacidad amortiguadora de los ingresos radica en el retardo del tiempo de residencia hidráulica que realiza la vegetación litoral. Las franjas de vegetación pueden ser arbóreas, de pastizal o de macrófitas acuáticas y debe considerarse que sus especies presenten amplio desarrollo de raíces, follaje denso y balanceado, sean nativas del área y tolerantes a las inundaciones y a la depositación de sedimentos. La amplitud de las franjas es variable y su eficiencia depende de diversos factores. Existen dos enfoques para diseñarlas, el enfoque de anchos fijos, y el de franjas de amortiguamiento variable o de precisión. En Chile se han establecido anchos fijos en normativa de reciente promulgación. Las franjas ribereñas además de proveer hábitat proporcionan vías de dispersión a los organismos terrestres, sin embargo el ancho de ésta no tiene el mismo valor para todos los taxa y su óptimo dependerá de la especie cuya conservación se quiera priorizar.

Palabras clave: vegetación ripariana, contaminación difusa, corredor biológico, leyes ambientales

ABSTRACT

The riverside or riparian area is a narrow strip that is adjacent to rivers, lakes and reservoirs, wetlands and floodplains that plays important ecological functions. Among them is the retention of the income of pollutants from the productive activities that generate diffuse pollution, difficult to control. This buffering capacity lies in the delay of the hydraulic residence time performing coastal vegetation. The stripes can be forest, grassland or aquatic macrophytes and they should be considered species that present extensive development of roots, foliage dense and balanced, tolerant to flooding and sediment deposition, and native. The amplitude of the fringes is variable and its efficiency depends on several factors. There are two approaches to design them, the focus of fixed widths, and varying buffer zones or precision. In Chile fixed widths are set in recently enacted legislation. Riparian strips also provide dispersal routes and habitat for terrestrial organisms, but the width of the strip does not have the same value for all taxa and their optimal will depend on the species of conservation priority you want .

Keywords: riparian vegetation, diffuse pollution, biological corridor, ambiental laws

LA FRANJA RIBEREÑA

Definición y funciones ecológicas

La zona ribereña o ripariana es una estrecha franja que se ubica adyacente a las riberas de los ríos, lagos y embalses, otros humedales y planicies de inundación (Price & Lovett 2002). Esta zona vincula el ecosistema acuático con su cuenca de drenaje y presenta gradientes de condiciones biofísicas, procesos ecológicos y biota asociada, y por su proximidad influye en la estructura de las comunidades tanto acuáticas como terrestres asociadas (Osborne & Kovacic 1993).

Las principales funciones ecológicas que desempeñan las zonas ribereñas se pueden

asociar a tres categorías: (a) hidrología y dinámica de sedimentos, (b) biogeoquímica y ciclo de nutrientes, y (c) hábitat y mantención de tramas tróficas. Las funciones relacionadas con la dinámica hidrológica y de los sedimentos incluyen el almacenamiento de las aguas superficiales y los sedimentos, reduciendo los daños por inundaciones. Las zonas ribereñas interceptan, ciclan y acumulan componentes químicos en el flujo subsuperficial en diversos grados, eliminando contaminantes del flujo superficial y el agua subterránea poco profunda.

Debido a estas funciones de amortiguamiento, a las zonas ribereñas también se las suele llamar franja de filtro vegetacional o franja *buffer* debido a que cumplen un rol de *buffer* biológico (National Research Council 2002) (Fig.1).

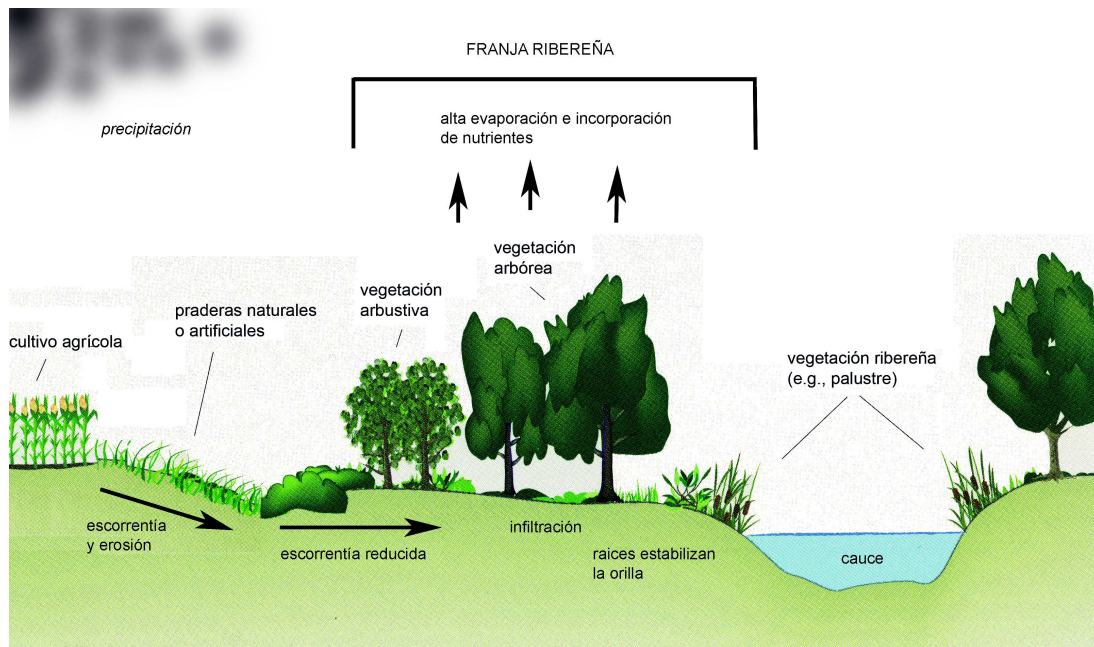


FIGURA 1. LA FRANJA RIBEREÑA DE UN RÍO. ILUSTRACIÓN MODIFICADA DE GONZÁLEZ DEL TÁNAGO & GARCÍA DE JALÓN (2007).

The riparian strip in a river. Modified illustration from González del Tánago & García de Jalón (2007).

La contaminación difusa y el rol de la zona ribereña

A escala global la fuente de contaminación difusa de mayor cuantía hacia las aguas superficiales proviene del uso agrícola del suelo (Hooke 2000). También altas cargas de sedimentos provienen de cuencas urbanizadas (Woodward & Foster 1997, Gellis et al., 2009). La producción agropecuaria es considerada una de las principales actividades productivas causantes de la contaminación de cursos de agua por aportes de nutrientes (Jarvis 2002), producto de la aplicación de fertilizantes (Oyarzún & Huber 2003) y otros agroquímicos, que afectan también las propiedades del suelo (Charbonneau & Kondolf 1993).

En el caso de Chile, las principales amenazas a que han estado sometidos los ecosistemas acuáticos del sur del país, derivan del cambio de uso del suelo de las cuencas (tala y/o reemplazo del bosque nativo, agricultura, ganadería y urbanización), causa considerada como la de mayor y más inmediato impacto (Soto & Campos 1996). En la Región de Los Lagos se ha observado que la pérdida de nutrientes desde microcuencas con praderas destinadas a la ganadería es superior a aquellas en que prevalecen praderas con rotaciones de cultivos extensivos, praderas con matorrales o bosque nativo, respectivamente (Oyarzún et al. 1997). Por una parte, si bien en el caso de sistemas ganaderos existe poca información sobre la pérdida de nutrientes (Alfaro et al. 2008, Alfaro & Salazar 2007, Alfaro et al. 2006), dada la intensificación del uso ganadero y las particularidades del suelo en el sur de Chile existe un alto potencial de eutrofización de cuerpos de agua por aporte de nutrientes desde esas fuentes no puntuales (Alfaro & Salazar 2005). Por otra parte, el manejo silvícola asociado a plantaciones de especies exóticas, modifica tanto la cantidad como la calidad del agua superficial (Huber & López 1993, Oyarzún & Peña 1995, Huber & Trecaman 2000, Iroumé et al. 2006, Frêne

2010). Estos impactos se asocian, entre otros, a incrementos en la exportación de sedimentos suspendidos desde las cuencas forestadas (Huber 2009), y al déficit en el rendimiento hídrico (Huber et al. 2008, Little et al. 2009).

Las fuentes de contaminación provenientes de fuentes difusas son las más difíciles de controlar. En los países desarrollados vienen poniéndose en práctica diversas medidas de manejo para mitigar el impacto de estas actividades productivas, reconociéndose la importancia de las zonas ribereñas que actúan como franjas de amortiguamiento. Las numerosas referencias bibliográficas compiladas por Bentrup (2008) revelan la extensa investigación realizada en el uso de estos sistemas en relación con la calidad del agua, sobre 28 tópicos asociados, que abarcan desde el año 1957 al 2007. Esto ha sido apoyado también por Correll (1999), quien recoge 648 referencias de la literatura mundial publicadas entre 1957 y 1998 sobre los diversos efectos que posee la vegetación de la zona ribereña de aguas corrientes sobre la calidad del agua, en cuanto a los aportes de nutrientes, sedimentos y sustancias tóxicas. Un hecho interesante que destaca la relevancia que se otorga al manejo de las zonas ribereñas en otras latitudes es la serie de guías de manejo ripariano elaboradas y promovidas desde 1990 por el gobierno australiano a través de su programa Land & Water Australia's National Riparian Lands Research and Development Program (Price & Lovett 2002).

La zona ribereña minimiza la entrada de contaminación difusa proveniente del uso agrícola, ganadero y monocultivo forestal adyacente y proporciona estabilidad a los bordes del canal favoreciendo el hábitat acuático en términos estructurales y funcionales (Barling & Moore 1994) y con ello la biodiversidad y la productividad (Knopf et al. 1988). Estas zonas ayudan a mantener la integridad hidrológica, hidráulica y ecológica del canal del cauce, del suelo y de la vegetación asociada, estabilizando las orillas y regulando crecidas, como también

evitando el incremento de la escorrentía superficial (Price et al., 2004). Además proporciona alimento y refugio a la vida silvestre. También mejora la calidad estética del paisaje de los cauces y ofrece espacios para esparcimiento y recreación (Muñoz-Pedrerros et al. 2004) Fig. 2.

Estructura y funcionamiento de las zonas ribereñas asociadas a sistemas lóticos

Las zonas ribereñas son el producto de la interacción de agua y materia en tres dimensiones, longitudinal, lateral y vertical. Incluyen *porciones del canal* (río, arroyo) y las características asociadas (barras de grava, islas, depósitos de madera), *una zona vegetada* en diferentes estados sucesionales que es influenciada por las crecidas, la depositación de sedimentos, los procesos de formación de suelo y la disponibilidad de agua, y una *zona de transición a las tierras altas* del valle, todo sustentado por un acuífero aluvial (National Research Council 2002). Las zonas ribereñas reciben agua por desbordamiento del canal del río, por la escorrentía desde las laderas y la lluvia que cae directamente sobre las zonas saturadas. A medida que aumenta el orden de un río el flujo por desbordamiento cobra mayor importancia relativa que la escorrentía desde la ladera (National Research Council op. cit.) El agua que entra o sale de un río pasa a través del ecotono ribereño mediante cuatro vías, la escorrentía superficial, el escurrimiento, la escorrentía subsuperficial y la escorrentía profunda.

La vegetación ribereña desempeña funciones críticas para el control de la contaminación difusa y otras funciones ecosistémicas ya descritas. La capacidad de amortiguar los ingresos por fuentes difusas de contaminación, radica en el retardo del tiempo de residencia hidráulica que favorece también la captura física de sedimentos, rol que es llevado a cabo por la vegetación litoral. Ésta



A



B



C

FIGURA 2. FRANJAS DE VEGETACIÓN RIBEREÑA PALUSTRE (A) Y ARBÓREA (A) ADECUADA PARA LOS FINES DE PROTECCIÓN DEL SISTEMA ACUÁTICO. CURSO DE AGUA SIN FRANJA RIBEREÑA DE PROTECCIÓN (C).

Riparian strips with marsh vegetation (A) and trees suitable (B) for the purposes of protection of the aquatic system. Watercourse without protective riparian strip (C).

aumenta la fricción y la resistencia al flujo de agua y al escurrimiento durante las inundaciones, crea macroporos en el suelo por crecimiento y posterior decadencia de las raíces, las que además cumplen la función de estabilizar las orillas del canal. Los árboles interceptan, almacenan y evaporan una porción de la precipitación entrante. El dosel de las plantas ribereñas tiene un importante papel en influir en la temperatura de la corriente y la salud de las especies acuáticas. Por último, áreas ribereñas boscosas contribuyen con madera a los arroyos y lagos, ayudando a mantener el hábitat físico, proporcionan una mayor resistencia al flujo hidráulico con lo que disminuye el arrastre de los sedimentos y la materia orgánica aguas abajo, y proveen de alimento a los microorganismos e invertebrados (National Research Council 2002).

Tipos de franjas de amortiguamiento

Las franjas de amortiguamiento (o *buffer*) pueden ser arbóreas, de pastizal o de macrófitas acuáticas. El enfoque central sobre ellas está en su uso para minimizar la contaminación de los cursos de agua desde fuentes difusas (Barling & Moore 1994). Estas franjas son más efectivas cuando el flujo es somero, no sumergido, lento, y cuando penetra uniformemente a lo largo de toda la franja, es decir, si no es localizado. Cuando el flujo se concentra alcanzando mayores velocidades y profundidades de flujo, como en terrenos montañosos, la vegetación puede sumergirse y reducir significativamente la efectividad de la franja. Los efectos tanto de la macrotopografía como de la microtopografía deben ser adecuadamente estudiados para la correcta localización de franjas de amortiguamiento. Lo mismo en el caso de la vegetación, que debe preferirse de acuerdo a sus características hidrodinámicas y su resiliencia a la disponibilidad de baja humedad.

Una vegetación con alta concentración de tallos, incrementa la rugosidad hidráulica al flujo

superficial, disminuyendo la velocidad del agua y por lo tanto la capacidad de transporte de sedimentos. Al disminuir la velocidad del flujo es la sedimentación mecánica, el mecanismo principal mediante el cual las hierbas filtran los sedimentos. Entre algunas recomendaciones que hace el Ministerio de Recursos Naturales de Ontario (1987) en cuanto a los factores que deben tenerse en cuenta en la creación de franjas de amortiguamiento vegetacionales, está la elección de plantas con amplio desarrollo de raíces, matorrales y arbustos de follaje denso y desarrollo balanceado, que sean nativos del área y tolerantes a las inundaciones y a la depositación de sedimentos. La amplitud de la vegetación ribereña necesaria para captar el nitrógeno es incierta, aunque franjas de 16 m son efectivas para remover N-NO₃ de aguas superficiales. En los ríos de áreas de actividad forestal se recomienda más frecuentemente que la amplitud de la zona de amortiguamiento sea de 30 m. En sistemas forestales en particular, existen dos enfoques para la localización de estas zonas: uno basado en el establecimiento de la distancia apropiada de transporte a través de la zona, y la otra con la finalidad de proteger el área de la escorrentía (Barling & Moore 1994).

Un estudio efectuado para evaluar la eficiencia de las franjas ribereñas de 50 m de ancho, tanto de pastizal como de bosque en un humedal urbano para remover nutrientes (NH₄, NO₃, PO₄), demostró una mayor efectividad de la franja boscosa, aún cuando el pastizal también mostró un potencial considerable para retener agua y nutrientes desde la escorrentía (Mou et al. 2008).

Ancho de la zonas de amortiguamiento

Especialmente las franjas de amortiguamiento son requeridas, cuando el área de drenaje excede de 100 ha, pero también lo son en áreas más pequeñas donde la precipitación es alta y el suelo

es de alta erodabilidad. Todos los cursos perennes deben ser protegidos por una franja de amortiguamiento (Barling & Moore 1994). Éstas deben extenderse hasta la cabecera o los puntos de confluencia de cualquier sub-área de drenaje de los cursos altos, ya que el flujo es mayor en los puntos de las cuencas donde el bosque ha sido talado. También deberían incluir las áreas pantanosas. Lo anterior se plantea en una perspectiva longitudinal. En un sentido transversal es importante definir el ancho de la franja de amortiguamiento.

El gobierno regional de Auckland, Nueva Zelanda, dada la amplia variedad de funciones que desempeñan las franjas ribereñas para mejorar el manejo de cursos de agua, elaboró un informe sobre los factores que afectan la sustentabilidad de las franjas de amortiguamiento basado en especies nativas y el ancho necesario para controlar el desarrollo de malezas en una variedad de condiciones de cauces (Parkyn et al. 2000). El ancho recomendado de la franja de amortiguamiento debiera ser >10 m en cada ribera, siendo éste el mínimo necesario para que se desarrolle vegetación con una menor amenaza de invasión de malezas. Franjas de cinco a seis metros son suficientes sólo en el caso de cursos de agua muy pequeños, debiendo manejarse para evitar invasión de malezas. En franjas mayores (15 a más de 20 m) es altamente probable que sean autosuficientes y no requieran manejo para eliminar las malezas. Franjas amplias (mayores de 20 m) se requerirán en ríos grandes. La franja mínima recomendada (>10 m en cada ribera) favorece la mayoría de las funciones acuáticas y el desarrollo y mantención de la vegetación nativa. Sin embargo, en zonas rurales de alta pendiente, donde se requiera una retención de nutrientes para mantener una buena calidad del agua, así como también la estabilidad de la orilla, será necesario implementar otros lineamientos.

La eficiencia de las franjas de amortiguamiento ha sido evaluada de la literatura por Hickey & Doran (2004), concluyendo que

existe una gran variabilidad entre los numerosos estudios acerca de la función amortiguadora que realizan al aporte de las fuentes no puntuales de contaminación hacia los cauces. Franjas amplias (30 a 100 m) proveen la mejor protección, sin embargo, señalan que pocas evaluaciones se han realizado sobre franjas entre 1 y 10 m que son las que predominan en la agricultura.

Los parámetros de precipitación, convergencia del flujo, tasa de infiltración, capacidad de almacenamiento del agua, pendiente y cubierta vegetal varían considerablemente a lo largo de un río, por lo que tendrán gran efecto sobre la eficiencia de las franjas de amortiguamiento (Herron & Hairsine 1998). Existen dos enfoques para diseñar estas franjas.

(a) El primero es el *enfoque de anchos fijos*, en los que el ancho mínimo es definido de acuerdo a las condiciones regionales y por recomendaciones de organismos públicos (Lee et al. 2004). Este enfoque es fácil de implementar dado que requiere una mínima planificación, aunque hay ejemplos en que su efectividad se ha establecido sobre bases empíricas, pero también puede haber sido definido arbitrariamente (Polyakov et al. 2005).

(b) El segundo enfoque consiste en *franjas de amortiguamiento variable o de precisión*. La precisión es una variable espacial que se define para objetivos de conservación específicos de calidad de agua reduciendo los aportes de fuentes contaminantes no puntuales, optimizando sus características en función del área de aporte de escorrentía, la pendiente, tipo de suelo, uso de suelo y clima de un lugar particular.

La ventaja de una franja de ancho fijo es que es fácil aplicarla y monitorear su cumplimiento. Una desventaja es que un ancho fijo está basado en un conjunto restringido de condiciones de sitio que pueden no corresponder a la situación donde se aplica, con lo cual podría no asegurarse la protección de las funciones de la franja, o bien resultar excesiva. El ancho variable tiene la

ventaja de permitir decisiones flexibles de manejo basadas en principios ecológicos, condiciones específicas del sitio, intensidad del uso del suelo adyacente o la necesidad para mantener y proteger determinadas funciones identificadas. Anchos variables son más recomendables para no dar excesiva protección donde no es requerida, y permitir ajustarlo a condiciones más frágiles (Gayoso & Gayoso 2003). El significado de franjas de amortiguamiento de precisión se vuelve claro cuando se las considera como una parte integral de la cuenca, en lugar de únicamente un área discreta usada con fines de protección (Polyakov et al. 2005).

El caso de Chile

En el caso de Chile, llama la atención lo poco regulado que se encuentra el tema. Dos leyes, bastante antiguas, hacen referencia a la protección de la vegetación de las riberas de manantiales o de quebradas, y solo recientemente (2011) se promulgó una normativa con el objeto de proteger los suelos, manantiales, cuerpos y cursos naturales de agua estableciendo una zona de protección aledaña. Estas formas de protección se basan ya sea en la prohibición de la corta de árboles y arbustos o en restricciones a la intervención humana. En ningún caso hay una referencia explícita a su función como franja de amortiguación y las mismas disposiciones aplican a una gran heterogeneidad de cursos y cuerpos de agua que se localizan también asociados a una gran diversidad de condiciones ambientales en el país. Estas leyes son: (1) la Ley de Bosques (Decreto Supremo N° 4.363), promulgada el 31 de julio de 1931, que «prohíbe: la corta de árboles y arbustos nativos situados a menos de 400 m sobre los manantiales que nazcan en los cerros y los situados a menos de 200 m de sus orillas desde el punto en que la vertiente tenga origen hasta aquel en que llegue al plan; la corta o destrucción del

arbolado situado a menos de 200 m de radio de los manantiales que nazcan en terrenos planos no regados». (2) El Reglamento para la explotación de bosques existentes en las cuencas hidrográficas forestales, de los tranques, construidos o en construcción por el Estado (Decreto N° 2.374), promulgado el 24 de noviembre de 1937, que establece que «en todas aquellas situaciones en que el terreno sea de excesiva pendiente, o en que la naturaleza de él sea muy desagregable, se impedirá en absoluto la explotación forestal, por lo menos en una zona no menor de 200 m a un lado y otro del talweg¹(Artículo 3°)». (3) El Reglamento de suelos, aguas y humedales de la Ley N° 20.283 (Decreto Supremo N° 82), promulgado el 11 de febrero de 2011, que establece las figuras de «zona de protección de exclusión de intervención, a los 5 m aledaños a ambos lados de cursos naturales de agua cuya sección de cauce es $> 0,2 \text{ m}^2$ y $< 0,5 \text{ m}^2$, y de 10 m en el caso de manantiales y cuerpos de agua de sección de cauce $> 0,5 \text{ m}^2$ y de una zona de protección de manejo limitado, que corresponde al área contigua a la zona de exclusión de intervención de cuerpo de agua, manantial y cursos naturales de agua de sección de cauce mayor a $0,5 \text{ m}^2$, la que tendrá un ancho de 10 m para pendientes > 30 y $< 45\%$ y de 20 m para pendientes $> 45\%$ ». Además establece que se deberá dejar una faja de 10 m de ancho de bosque nativo aledaño a humedales declarados sitios Prioritarios de Conservación o sitios Ramsar, pudiéndose intervenir dejando una cobertura arbórea de 50% (Artículo 12°).

La función protectora o de amortiguamiento la realizan también tipos de humedales que se encuentran en las márgenes de ríos y lagos del sur de Chile, tales como humedales palustres y bosques pantanosos, estando estos últimos muy

¹ Línea que une los puntos más bajos de una quebrada.

afectados por el drenaje artificial para habilitar suelos para la producción agropecuaria.

Zonas de amortiguamiento y biodiversidad

Además de proveer hábitat, las franjas de amortiguamiento también proporcionan vías de dispersión a los organismos terrestres, pudiendo formar una red de corredores de dispersión (Naiman et al. 2005), con lo que la protección de la vegetación litoral favorece tanto a las especies dependientes de las franjas como aquellas asociadas a las mismas. Bajo este enfoque las franjas de amortiguamiento, frecuentemente, se consideran elementos paraguas para conservar especies terrestres de forma más eficiente que focalizar sobre intervenciones selectivas orientadas a especies vulnerables (Marczak et al. 2010).

Los resultados de un análisis efectuado por Marczak et al. (2010) para evaluar la efectividad de las franjas de amortiguamiento como estrategia de conservación de fauna ribereña demuestran que su efectividad es variable, dependiendo de la taxa. Considerando anchos de la franja entre 5 y 200 m demuestran que éstas por sí solas no pueden ser consideradas con el mismo valor para todos los taxa terrestres. Aves y artrópodos no muestran diferencias en abundancia si se los compara con áreas de referencia, mientras que los anfibios disminuyen. Por su parte las especies de borde se ven favorecidas. Las franjas de amortiguamiento constituyen, en opinión de estos autores, elementos de filtro grueso para la protección de especies terrestres, sin embargo, parece poco probable que las franjas más comúnmente usadas (generalmente 5 - 50 m de ancho) proporcionen los requerimientos de hábitat suficientes para las especies más comunes o tolerantes (Marczak et al op. cit.).

De modo similar Perry et al. (2011) evaluaron la nidificación de aves y su ocurrencia en franjas de amortiguamiento de plantaciones de pino con tres tipos de estructura diferentes, encontrando diversas respuestas por parte de las aves en relación al ancho de la franja y la estructura de la plantación adyacente. Algunas se beneficiaron con anchos mayores y otras con franjas estrechas, de modo que el ancho óptimo de una franja para la conservación de aves depende de la especie sobre la que se quiera priorizar.

Conclusiones

Las franjas de vegetación ribereña ejercen un efecto positivo en el amortiguamiento de los impactos naturales y de aquellos derivados de las actividades antrópicas sobre los cuerpos de agua adyacentes.

Los estudios demuestran una gran variación en el ancho de la franja de vegetación recomendado para ejercer este efecto de amortiguamiento, el que dependerá del tipo y la sensibilidad del hábitat acuático, de la función prevista de la franja (reducción de nutrientes, remoción de sedimentos, control de inundaciones, hábitat de peces y vida silvestre), de la fisiografía del lugar (tipo de suelo, pendiente) y del uso del suelo.

La disposición legal de anchos mínimos de franjas ribereñas debiera apoyarse en estudios científicos para servir efectivamente a los objetivos de protección o conservación deseados.

La legislación en Chile ha incorporado en 2011 la figura de zona de protección de cursos naturales de agua, conformadas por la zona contigua a los cauces o cuerpos de agua, cuyo ancho varía de 5 a 20 m dependiendo de diversas condiciones, en la que se excluye o restringe la intervención humana.

LITERATURA CITADA

- ALFARO MA & F SALAZAR (2005) Ganadería y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile. *Agricultura Técnica (Chile)* 65(3): 330-340.
- ALFARO MA & FJ SALAZAR (2007) Phosphorus losses in surface run-off from grazed permanent pastures on a volcanic soil from Chile. *Soil Use Management* 23: 323-327.
- ALFARO MA, FJ SALAZAR, D ENDRESS, JC DUMONT & A VALDEBENITO (2006) Nitrogen leaching losses on a volcanic ash soil as affected by the source of fertiliser. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 6: 54-63.
- ALFARO MA, FJ SALAZAR, S IRAIRA, N TEUBER, D VILLARROEL & L RAMÍREZ (2008) Nitrogen, phosphorus and potassium losses in a grazing system with different stocking rates in a volcanic soil. *Chilean Journal of Agricultural Research* 68: 146-155.
- BARLING RD & ID MOORE (1994) Role of buffer strips in management of waterway pollution: A Review. *Environmental Management* 18: 543-558.
- BENTRUP G (2008) Conservation Buffers: Design Guidelines for Buffers, Corridors, and Greenways. U.S. Forest Service Southern Research Station. General Technical Report SRS-109. 94 pp.
- CORRELL D (1999) Vegetated Stream Riparian Zones: Their Effects on Stream Nutrients, Sediments, and Toxic Substances. An Annotated and Indexed Bibliography of the world literature including buffer strips, and interactions with hyporheic zones and floodplains. Smithsonian Environmental Research Center Edgewater, Maryland, USA Eighth Edition. 18 pp.
- CHARBONNEAU & GM KONDOLF (1993) Land use change in California, USA: Nonpoint source water quality impacts. *Environmental Management* 17: 453-460.
- FRÈNE C (2010) Efecto inmediato de la práctica silvícola de tala rasa en plantaciones forestales de *Pinus radiata* sobre el caudal y transporte de sedimentos a escala de microcuenca, Cordillera de la Costa, Región del Biobío, Chile. Tesis de Magister en Ciencias, Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 83 pp.
- GAYOSO J & S GAYOSO (2003) Diseño de zonas ribereñas requerimiento de un ancho mínimo. Informe preparado para Forestal Los Lagos S.A. Programa de producción forestal y medio ambiente. Universidad Austral de Chile. http://www.uach.cl/externos/epicforce/pdf/guias%20y%20manualesguias_proforma/Diseño_de_zonas_riberenas.pdf
- GELLIS AC, CR HUPP, MJ PAVICH, JM LANDWEHR, WSL BANKS, BE HUBBARD, MJ LANGLAND, JC RITCHIE & JM REUTER (2009) Sources, transport, and storage of sediment in the Chesapeake Bay Watershed: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2008-5186. 95 pp.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO M & D GARCÍA DE JALÓN (2007) Restauración de Ríos. Guía Metodológica para la elaboración de Proyectos. Ministerio de Medio Ambiente, España. 318 pp.
- HERRON NF & PB HAIRSINE (1998) A scheme for evaluating the effectiveness of riparian zones in reducing overland flow to streams. *Australian Journal of Soil Research* 36: 683-698.
- HICKEY MBC & B DORAN (2004) A review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems. *Water Quality Research Journal of Canada* 39 (3): 311-317.
- HOOKE RL (2000) On the history of humans as geomorphic agents. *Geology* 28: 843-846.
- HUBERA & D LÓPEZ (1993) Cambios en el balance hídrico provocados por tala rasa de un rodal adulto de *Pinus radiata* (D. Don), Valdivia, Chile. *Bosque* 14(2): 11-18.
- HUBERA & R TRECAMAN (2000) Efecto de las características de una plantación de *Pinus radiata* en la distribución espacial del contenido de agua edáfica. *Bosque* 21(1): 37-44.
- HUBERA (2009) Impacto de la tala rasa en la calidad y cantidad de agua en caudales. En: Donoso P (ed). Tala rasa: desafío y perspectivas: 35-38. Publicación de la Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile.

- HUBERA, A IROUMÉ & J BATHURST (2008) Effect of *Pinus radiata* plantations on water balance in Chile. *Hydrological Processes* 22: 142-148.
- IROUMÉA, O MAYEN & A HUBER (2006) Runoff and peak flow responses to timber harvest and forest age in southern Chile. *Hydrological Processes* 20: 37-50.
- JARVIS SC (2002) Environmental impacts of cattle housing and grazing. In: Kaske M, H Scholz and M Höltershinken (eds). *Recent developments and perspectives in bovine medicine: 10-23*. Keynotes lectures of the 22nd World Buiatrics Congress (WBC), Hannover, Germany.
- KNOPF FL, RR JOHNSON, T RICH, FB SAMSON & RC SZARO (1988) Conservation of riparian ecosystems in the United States. *The Wilson Bulletin* 100: 272-284.
- LEEP, C SMYTH & S BOUTIN (2004) Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. *Journal of Environmental Management* 70: 165-180.
- LITTLE C, A LARA, J MCPHEE & R URRUTIA (2009) Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South- Central Chile. *Journal of Hydrology* 374: 162-170.
- MARCZAK LB, T SAKAMAKI, S TURVEY, I DEGUISE, SLR WOOD & J RICHARDSON (2010) Are forested buffers an effective conservation strategy for riparian fauna? An assessment using meta-analysis. *Ecological Applications* 20(1): 126-134.
- MINISTERIO DE RECURSOS NATURALES DE ONTARIO (1987) Guidelines on the Use of Vegetative Buffer Zones to Protect Fish Habitat in an Urban Environment. Ontario Ministry of Natural Resources, Central Region Publication. 35 pp.
- MOU PP, B BISHOP & AE HERSHEY (2008) Effects of riparian buffers on removal of nutrients and sediment in urban streams. Water Resources Research Institute of The University of North Carolina. Project No. 70190. 23 pp.
- MUÑOZ-PEDREROS A (2004) Los humedales del río Cruces y la Convención de Ramsar: un intento de protección fallido. *Gestión Ambiental* 10: 11-26.
- NAIMAN RJ, H DECAMPS & ME MCCLAIN (2005) *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press, San Diego, California, USA. 430 pp.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (2002) *Riparian Areas: Functions and Strategies for Management* Committee on Riparian Zone Functioning and Strategies for Management, Water Science and Technology Board, National Research Council. National Academy Press, Washington, D.C. 444 pp.
- OSBORNE LL & DA KOVACIC (1993) Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29: 243-258.
- OYARZÚN C & L PEÑA (1995) Soil erosion and overland flow in forested areas with pine plantations at coastal mountain range, central Chile. *Hydrological Processes* 9: 111-118.
- OYARZÚN CE & A HUBER (2003) Nitrogen export from forested and agricultural watersheds of southern Chile. *Gayana Botánica* 60(1): 63-68.
- OYARZÚN CE, H CAMPOS & A HUBER (1997) Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). *Revista Chilena de Historia Natural* 70: 507-519.
- PARKYN S, W SHAW & PEADES (2000) Review of information on riparian buffer widths necessary to support sustainable vegetation and meet aquatic functions. Prepared by NIWA for Auckland Regional Council. Auckland Regional Council Technical Publication Number 350. 38 pp.
- PERRY RW, TB WIGLEY, MA MELCHORS, RE THILL, PATAPPE & DA MILLAR (2011) Width of riparian buffer and structure of adjacent plantations influence occupancy of conservation priority birds. *Biodiversity and Conservation* 20: 625-642.
- POLYAKOV V, A FARES & MH RYDER (2005) Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water: A review. *Environmental Reviews* 13: 129-144. http://www.co.benton.or.us/cd/riparian/documents/precision_riparian_buffers.pdf
- PRICE P & S LOVETT (2002) *Maintaining riparian land*, Fact Sheet 1, Land & Water Australia,

- Canberra. <http://lwa.gov.au/files/products/river-landscapes/pf020253/pf020253.pdf>
- PRICEP, S LOVETT & J LOVETT (2004) Managing riparian widths, Fact Sheet 13, Land & Water Australia, Canberra. <http://lwa.gov.au/files/products/river-landscapes/pf040748/pf040748.pdf>
- SOTO D & H CAMPOS (1996) Los lagos oligotróficos del bosque templado húmedo del sur de Chile. En Armesto, Villagrán y Arroyo (eds). Ecología de los bosques nativos de Chile: 317-334. Editorial Universitaria S.A. Santiago, Chile.
- WOODWARD JC & IDL FOSTER (1997) Erosion and suspended sediment transfer in river catchments: environmental controls, processes and problems. *Geography* 82 (4): 353-376.

Recibido 05/01/2011; aceptado 10/07/2011