

**Ambientes ribereños de arroyos del sur y sudeste bonaerense:
tipificación y comparación de algunas propiedades relevantes
para el filtrado del escurrimiento superficial**

Gustavo Carlos María Giaccio

Trabajo de tesis para ser presentado como requisito parcial para optar al título de

**MAGÍSTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACION
DE RECURSOS NATURALES PARA LA AGRICULTURA.**

ORIENTACIÓN: AGROECOSISTEMAS

FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS – UNIVERSIDAD NACIONAL DE MAR DEL PLATA

**Chacra Experimental Integrada Barrow
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria**

Balcarce, Argentina

Junio 2011

**Ambientes ribereños de arroyos del sur y sudeste bonaerense:
tipificación y comparación de algunas propiedades relevantes
para el filtrado del escurrimiento superficial**

Gustavo Carlos María Giaccio

Comité Consejero

Lic. (Dr.) Pedro Laterra

Director de tesis

Ing. Agr. (M.Sc.) Fabián Cabria

Asesor

**Ambientes ribereños de arroyos del sur y sudeste bonaerense:
tipificación y comparación de algunas propiedades relevantes
para el filtrado del escurrimiento superficial**

Gustavo Carlos María Giaccio

Aprobada por

Lic. (Dr.) Pedro Laterra

Director de Tesis

Ing. Agr. (M.Sc.) Liliana Picone

Evaluadora interna

Ing. Agr. (Dr.) Carlos Villamil

Evaluador externo

Lic. (Dra.) Patricia Kandus

Evaluadora externa

DEDICATORIA

A María Elisa, Stefano y al Ing. Agr. Agustín Báez

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por los proyectos PNECO 1303 y AEGA 223022 del INTA y el PICT 2025532 de la ANPCyT.

A mi familia (María Elisa y Stefano) por su paciencia, su apoyo incondicional y su comprensión por las tantas horas que no les dediqué.

A Agustín Báez, gracias a quien pude realizar ésta Maestría, por su confianza, amistad y su ayuda.

A Pedro Laterra quien me orientó y ayudó permanentemente con sus valiosos aportes en la realización de este trabajo.

A Carlos Bertucci, por su ayuda y confianza dispensada para que pudiera lograr éste objetivo.

A mis compañeros de trabajo de la Chacra Experimental Integrada Barrow: Martín Zamora, Rubén Langhi, Julio Domingo Yagüez, Mauricio Parravicini, María Jimena Berriolo, Mauricio Capristo, Marta Borda, Marisa Domenech, José Massigoge y Natalia Carrasco que colaboraron en éste trabajo.

A mis compañeros del grupo de Recursos Naturales de la EEA INTA Balcarce: Natalia Murillo, Marisa Nuciari, Verónica Ispizúa, Andrea Clausen, Eugenia Orué y Fernanda Buckley, por la buena voluntad y colaboración en los trabajos de gabinete.

A mis ayudantes de campo, Antonio y Sebastián Muñoz, Jorge Giuliano, Gustavo Belén Casablanca, Adrián Regalía y mi hijo, Stefano Giaccio.

A Carlos Villamil de la Universidad Nacional del Sur y a José González Castelain, Carlos Scioli, Ilda Entraigas y Alberto Villanueva, del Instituto de Hidrología de Llanuras de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

A mi hermano, Gabriel Giaccio que me ayudó en el diseño gráfico.

A los propietarios de los campos, por permitirnos realizar este trabajo.

ÍNDICE

Introducción	1
Hipótesis, predicciones y objetivos	3
Revisión de antecedentes	5
Definiciones de ecología ribereña	5
Jerarquía de los niveles de organización	5
1. Ecosistemas ribereños	6
1.1. Contexto ecológico	6
1.1.1. Importancia de las franjas de vegetación ribereña	10
1.1.2. Servicios ecosistémicos	12
1.2. Los arroyos pampeanos	13
1.3. Cambio en el uso de la tierra	15
1.3.1. Las zonas ribereñas como soporte de procesos de retención de sedimentos y nutrientes	17
2. Atributos topográficos	23
3. Suelos ribereños	25
3.1. Importancia de las características edáficas sobre la vegetación	26
3.2. Características físico-químicas de los suelos ribereños	27
3.2.1. Infiltración y conductividad hidráulica a saturación	27
3.2.2. Densidad aparente	31
3.2.3. Materia orgánica, textura y porosidad total	32
3.2.4. Sodio soluble	34
3.2.5. Conductividad eléctrica y pH	34

4. Vegetación ribereña	35
4.1. Invasión de especies exóticas	47
4.2. Vegetación natural potencial	51
4.3. Flujo y almacenamiento del agua en las franjas de vegetación ribereñas	52
Materiales y métodos	54
1. Sitio de estudio	54
1.1. Ubicación geográfica	54
1.2. Características geomorfológicas, edáficas y climáticas	55
1.3. Características hidrológicas	55
1.4. Características de la vegetación	57
2. Relevamientos florísticos en las franjas de vegetación ribereña	59
3. Caracterización de la biomasa en las franjas de vegetación ribereña	60
4. Caracterización topográfica de las franjas de vegetación ribereña y uso de las tierras adyacentes	61
5. Caracterización física de los suelos en las franjas de vegetación ribereña	61
5.1. Conductividad hidráulica a saturación	62
5.2. Densidad aparente	63
5.3. Profundidad del suelo	64
5.4. Textura del suelo	64
6. Caracterización química de los suelos en las franjas de vegetación ribereña	65
6.1. Fósforo	65
6.2. Materia orgánica	65
6.3. Nitratos	66

6.4. Sodio soluble	66
6.5. Conductividad eléctrica	66
6.6. pH	66
7. Diseño experimental y análisis estadístico de los datos	67
Resultados	69
1. Caracterización de la vegetación ribereña	69
1.1. Análisis fitosociológicos y de agrupamientos	72
2. Caracterización de la biomasa y del ambiente físico-químico y topográfico asociado a los grupos florísticos	80
3. Uso de los suelos adyacentes a las franjas de vegetación ribereña	84
4. Relación entre la conductividad hidráulica saturada y otras variables de biomasa y físico-químicas del suelo	85
Discusión	92
Clasificación de la vegetación ribereña	92
Relaciones de la conductividad hidráulica saturada con la topografía y otras propiedades físico-químicas de los suelos de las principales comunidades vegetales ribereñas	95
Relaciones entre el uso de la tierra adyacente a los ambientes ribereños y los contenidos de fósforo y nitrógeno de sus suelos	99
Conclusiones	102
Bibliografía	104
Apéndice	143

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla Nº	Título	Página
1	Origen, familia y vías de fotosíntesis en especies ribereñas arbóreas	69
2	Origen, familia y vías de fotosíntesis en especies ribereñas arbustivas	70
3	Origen, familia, ciclo y vías de fotosíntesis en especies ribereñas herbáceas	71
4	Grupos florísticos determinados	72
5	Composición de los grupos florísticos	73
6	Análisis de varianza de grupos funcionales por grupo florístico	74
7	Valores de cobertura de cada grupo funcional en cada uno de los grupos florísticos	75
8	Análisis de varianza de la biomasa y atributos físico-químicos y topográficos en los grupos florísticos	80
9	Análisis de comparaciones múltiples de variables del suelo y vegetación entre los grupos florísticos	81
10	Valores de fósforo y nitratos en suelos ribereños según el uso de campos adyacentes	85
11	Análisis de varianza de fósforo y nitratos en suelos ribereños, según el uso de campos adyacentes	85
12	Niveles de significación, coeficientes de determinación y ecuaciones lineales correspondientes al análisis de regresión lineal simple entre K_s con variables de la vegetación y suelo	86

13	Análisis de regresión múltiple entre la conductividad hidráulica saturada (K_s) con la biomasa de raíces (BR) y densidad aparente (DSM) del suelo en el estrato medio	87
14	Número de observaciones (n), niveles de significación (p), coeficientes de determinación (R^2) y ecuaciones lineales correspondientes al análisis de regresión lineal simple entre conductividad hidráulica saturada (K_s) y variables del suelo y vegetación para parcelas con y sin presencia de un estrato arbóreo	90
15	Análisis de regresión múltiple entre conductividad hidráulica saturada (K_s) con biomasa de raíces (BR), biomasa de mantillo (BM) y densidad aparente del suelo en el estrato medio (DSM)	91
Apéndice		143
I	Ubicación geográfica de los sitios de muestreo	143
II	Análisis de agrupamientos de las comunidades vegetales ribereñas	144

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura Nº	Título	Página
1	Sauces en ribera de arroyo “Del Junco”	8
2	Ejemplares de <i>Salix humboldtiana</i> en cauce de arroyo	42
3	Invasión ribereña de <i>Tamarix ramosissima</i>	50
4	Ubicación del área de estudio en Tres Arroyos y Balcarce	54
5	Ubicación de los arroyos estudiados en el partido de Balcarce	56
6	Ubicación de los arroyos estudiados en Tres Arroyos	57
7	Ubicación de los sitios de muestreo en Tres Arroyos y Balcarce	59
8	Infiltrómetro de doble anillo	62
9	Grupo florístico 1: <i>Schedonorus arundinaceus</i>	76
10	Grupo florístico 2: <i>Salix fragilis</i> / <i>Schedonorus arundinaceus</i>	76
11	Grupo florístico 3: <i>S. arundinaceus</i> / <i>Phalaris arundinacea</i>	77
12	Grupo florístico 4: <i>Thinopyrum elongatum</i> / <i>S. arundinaceus</i>	77
13	Grupo florístico 5: <i>Bromus auleticus</i> / <i>Juncus balticus</i>	78
14	Grupo florístico 6: <i>Carex rupicola</i>	78
15	Grupo florístico 7: <i>Salix fragilis</i> / <i>Cynodon dactylon</i>	79
16	Grupo florístico 8: <i>Paspalum quadrifarium</i>	79
17	Comparaciones en relación a conductividad hidráulica, densidad aparente del suelo, biomasa de raíces y biomasa de mantillo con los grupos florísticos determinados	82
18	Perfiles representativos de altas, medias y bajas pendientes ribereñas en la parcela de observación con en relación a la	

	conductividad hidráulica a saturación (K_s) y otras variables en los grupos florísticos mas contrastantes	84
19	Relaciones de la conductividad hidráulica a saturación (K_s) en función de: biomasa de raíces (a) y densidad aparente del suelo en el estrato medio (b) incluyendo estratos: arbóreo y herbáceo	87
20	Relaciones de la conductividad hidráulica a saturación (K_s) en función de: biomasa de mantillo (a), biomasa de raíces (b) y densidad aparente del suelo (c) para sitios con presencia de estrato arbóreo	89
21	Relaciones de la conductividad hidráulica a saturación (K_s) en función de: biomasa de mantillo (a) y materia orgánica del suelo (b) para sitios con presencia de estrato herbáceo	91

RESUMEN

El análisis de flujo lateral, por escorrentía superficial de nutrientes y sedimentos de origen agropecuario y su retención vía infiltración por las franjas de vegetación ribereña, son de gran importancia para reducir las externalidades en cuerpos de agua superficiales. El objetivo de este trabajo fue caracterizar los principales ambientes ribereños del sur-sudeste bonaerense a través de diferentes variables biofísicas y explicar la variabilidad en su capacidad de infiltración. Mediante la clasificación de 65 censos de vegetación se reconocieron 8 asociaciones florísticas. Sus suelos se caracterizaron a través de atributos físico-químicos, incluyendo la conductividad hidráulica a saturación (K_s) que mostró diferencias amplias y significativas. La asociación *Thinopyrum elongatum* / *Schedonorum arundinaceus* mostró los menores valores que, se correspondieron con los más bajos valores de biomasa de mantillo y los más altos de densidad. En contraste, la asociación conformada por un estrato arbóreo de *Salix fragilis* y un estrato herbáceo de *Schedonorum arundinaceus*, mostró los mayores valores de K_s que se correspondieron con los más altos de pendiente, pH, arcilla y con los más bajos de biomasa de mantillo, materia orgánica, conductividad eléctrica, densidad y limo. Se identificaron y describieron relaciones significativas entre K_s y las propiedades del suelo más sensibles a la influencia de la vegetación (biomasa de raíces y mantillo, materia orgánica, densidad), sugiriendo que las relaciones halladas entre composición florística e infiltración se explicarían, al menos en parte, a través de relaciones causales. Estos resultados soportan el valor de la composición florística como indicador del K_s en los suelos de ambientes ribereños.

Palabras clave: franjas vegetación ribereña, ecosistemas ribereños, servicios ecosistémicos, retención sedimentos y nutrientes, arroyos pampeanos.

ABSTRACT

The analysis of lateral flow, by runoff of superficial nutrients and sediment from agricultural origin and its retention through infiltration by riparian vegetation strips, are of great importance in reducing externalities in surface water. The aim of this study was to characterize the main riparian environments in south-southeast of Buenos Aires through different biophysical variables and to explain the variability in infiltration capacity. By the classification of 65 census of vegetation are recognized 8 (eight) floristic associations. The soils were characterized by physiochemical attributes, including the hydraulic conductivity saturation (K_s) which has shown wide and important differences. The *Thinopyrum elongatum* / *Schedonorum arundinaceus* association has shown the lowest values that correspond to the litter biomass and the highest density. In contrast, the association is made by a tree layer of *Salix fragilis* and herbaceous layer of *Schedonorum arundinaceus*, which have shown the highest values of K_s that correspond to the highest slope, pH, clay and the lowest litter biomass, organic matter, electrical conductivity, density and silt. Were identified and described like a significant relationship between K_s and soil's properties which are more sensitive to the influence of vegetation (litter and root biomass, organic matter, density). They are suggesting that the relationship between floristic composition and infiltration could be explained, at least, through causal relations. These results support the value of the floristic composition such as an indicator from K_s on the soils of riparian environments.

Keywords: riparian vegetation strips, riparian ecosystems, ecosystems services, sediment and nutrient retention, Pampean streams.

INTRODUCCIÓN

A partir de la década del 90, se ha profundizado un proceso de intensificación y expansión de la agricultura asociado al aumento del área cultivada de soja que condujo a un marcado incremento en el uso de agroquímicos, y a la progresiva pérdida de pasturas cultivadas y pastizales naturales remanentes, con el consiguiente aumento en el riesgo de contaminación de aguas subterráneas y superficiales (Viglizzo et al., 2003; Manuel-Navarrete et al., 2009).

Si bien en Argentina el transporte vertical o lavado de nutrientes y biocidas ha comenzado a ser objeto de estudio (Bedmar et al., 2004, 2008; Costa et al., 2003; Zamora, 2004; Aparicio et al., 2008), el análisis de los procesos de flujo lateral de sedimentos y solutos de origen agropecuario como externalidad del sistema es incipiente en nuestro país (Orué et al., 2007) y merece una mayor atención.

Diversas investigaciones generadas en países con historia de agricultura intensiva ponen en evidencia la importancia de las franjas de vegetación ribereña (FVR) para reducir la incidencia de externalidades negativas de la agricultura y ganadería sobre la calidad de las aguas superficiales (Dodd et al., 1994; Large and Petts, 1994). En particular, se destacan las relaciones observadas entre los usos de la tierra en zonas ribereñas y la concentración de nutrientes en arroyos (Osborne and Wiley, 1988), así como estudios sobre la influencia de atributos edáficos, topográficos y de la vegetación en el margen de los cauces sobre su capacidad para retener nutrientes y sedimentos transportados por el agua de escorrentía superficial (Dillaha et al., 1989; Lowrance et al., 1984; Osborne and Kovacic, 1993; Syversen, 2005).

Si bien la mayor parte de la bibliografía hace hincapié en especies arbóreas (Naiman et al., 2005), en los agroecosistemas de la región pampeana, la vegetación

espontánea se encuentra dominada por gramíneas y ciperáceas, limitando así la extrapolación de los conocimientos adquiridos en otras regiones.

La efectividad de las FVR para retener sedimentos y solutos transportados por la escorrentía superficial depende de tres mecanismos básicos: infiltración, sedimentación y adsorción. A su vez, la importancia de estos mecanismos depende de la interacción de factores topográficos, edáficos y del tipo de vegetación. La reducción de los volúmenes de agua de escorrentía por las FVR con distintos tipos de vegetación varía, de 3 a casi 100%, siendo en el 50% de los casos entre 40 y 100% (Daniels and Gilliam, 1996; Patty et al., 1997). Los mismos órdenes de magnitud son dados por Borin et al. (2005), luego de un estudio de cuatro años. Este último autor determinó que la reducción en las cargas de sedimentos básicamente, se explicaba por la reducción en los volúmenes de escorrentía. En términos de retención de sedimentos, hay menor variabilidad, los rangos se extienden del 40 al 100 %, produciéndose una reducción de más del 50 % en el de 95% de los casos. El mismo rango de variación se encuentra para el fósforo asociado a las partículas (fósforo particulado), con una tasa de reducción del 50 al 97%. Generalmente, la eficiencia de retención de las FVR es muy similar para el fósforo particulado y los sedimentos, dada la estrecha relación funcional entre ambos.

La valoración social de los servicios ecosistémicos ofrecidos por las comunidades vegetales ribereñas se refleja en la implementación de diversas normativas que protegen estos ambientes, a nivel mundial. Sin embargo, la protección efectiva de estos ambientes requiere la concentración de esfuerzos en aquellos cauces o sectores de ellos que reciben mayor flujo de sedimentos y contaminantes desde sus áreas colectoras (Tomer et al., 2009), y/o donde la capacidad filtro puede ser mejorada manejando la estructura de las comunidades vegetales.

HIPOTESIS, PREDICCIONES Y OBJETIVOS

Este trabajo procura contribuir a valorar el servicio ecosistémico de provisión de agua limpia que ofrecen las principales asociaciones o comunidades de plantas entre lotes agrícolas o ganaderos, y arroyos del sur y sudeste bonaerense (franjas de vegetación ribereña, FVR), mediante la intercepción, retención y transformación de nutrientes y sólidos transportados en el agua de escurrimiento, y a orientar el manejo de las mismas.

Con ese fin se plantean las siguientes hipótesis y predicciones, cuyos fundamentos se desarrollan en la siguiente sección (antecedentes):

Hipótesis 1: Los suelos aluvionales de los ambientes ribereños varían en su capacidad de infiltración de agua, según la estructura de las comunidades de vegetación ribereña que sustentan.

Predicción 1: La capacidad de infiltración de agua, medida a través de la conductividad hidráulica a saturación, de suelos aluvionales de los ambientes ribereños del sur y sudeste bonaerense es mayor en las asociaciones florísticas integradas por especies leñosas que en aquellas integradas exclusivamente por especies herbáceas.

Hipótesis 2: Las diferencias de capacidad de infiltración de agua entre comunidades de vegetación ribereña se explican básicamente por el mismo conjunto de propiedades físico- químicas del suelo, relieve y vegetación, independientemente de las asociaciones florísticas y grupos funcionales de especies (herbáceas, arbustivas o arbóreas) que las integran.

Predicción 2: La capacidad de infiltración de agua, -medida a través de la conductividad hidráulica a saturación-, de los suelos aluvionales de los ambientes ribereños del sur y sudeste bonaerense, incluyendo el conjunto de asociaciones

florísticas reconocidas, variará directamente con el porcentaje de arena del suelo, el contenido de materia orgánica, la biomasa de raíces y la conductividad eléctrica e inversamente con la densidad aparente y el contenido de sodio soluble.

Hipótesis 3: Los ambientes ribereños retienen parte de los nutrientes que se exportan desde áreas adyacentes.

Predicción 3: El contenido de fósforo y nitrógeno, de suelos aluvionales de los ambientes ribereños del sur y sudeste bonaerense, varía con el uso contiguo de la tierra, siendo superior en los ambientes adyacentes a campos agrícolas, que en aquellos próximos a campos ganaderos (con cobertura de pastizales permanentes).

A fin de poner a prueba las hipótesis y predicciones planteadas, los **objetivos** particulares de esta tesis consistieron en:

- a) Caracterizar la estructura florística de las principales comunidades vegetales que integran las FVR.
- b) Caracterizar las principales propiedades topográficas del terreno y físico-químicas del suelo correspondientes a los principales tipos de vegetación ribereña reconocidos.
- c) Relacionar la conductividad hidráulica a saturación del suelo, como estimador de su capacidad de infiltración, con biomasa vegetal, atributos del relieve y propiedades físico-químicas del suelo.
- d) Comparar el contenido de fósforo y nitrógeno en el suelo entre ambientes ribereños adyacentes a campos sujetos a distintos usos.

REVISION DE ANTECEDENTES

Definiciones de ecología ribereña

En este trabajo vamos a utilizar la palabra ribereña como traducción de riparia que es ampliamente mencionada en la literatura científica consultada. El término ribereña/o significa: 1. Pertenciente o relativo a la ribera / 2. Propio de ella” (Real Academia Española, 2009). No obstante, es importante conocer el origen etimológico de la palabra, riparius es una palabra latina cuyo significado es “de o perteneciendo al banco de un río” (Webster’s New Universal Unabridged Dictionary, 2003). El término riparian generalmente reemplaza la palabra latina, y se utiliza tanto como el riparia, para abarcar las comunidades bióticas de las zonas de transición acuático-terrestres, asociadas a las aguas corrientes (Naiman et al., 2005).

Jerarquía de los niveles de organización

Quizá la mejor manera para delimitar la ecología ribereña sea considerando los niveles de organización. Los ecosistemas ribereños se estudian desde el nivel de población hasta el nivel de paisaje (adaptado de Odum y Barrett, 2006).

El paisaje se define como un área heterogénea compuesta de un grupo de ecosistemas que interaccionan y se repiten de manera similar en toda su extensión (Forman and Godron, 1986). Una cuenca es una unidad a nivel de paisaje conveniente para el estudio y la administración a gran escala, porque generalmente tiene límites naturales identificables (Odum y Barrett, 2006).

1. Ecosistemas ribereños

Los ecosistemas ribereños, ocupan una fracción relativamente pequeña de la superficie total, aunque tienen gran impacto por unidad de superficie ocupada. De este modo, pueden considerarse como un elemento clave del paisaje (Sinclair, 1999b). Son ambientes dinámicos, caracterizados por fuertes regímenes de energía, marcada heterogeneidad en el hábitat, diversidad de procesos ecológicos y gradientes multidimensionales (Naiman et al., 2005).

1.1. Contexto ecológico

Desde el punto de vista energético, los arroyos son ecosistemas incompletos es decir, con frecuencia una gran parte del flujo de energía está basado sobre la materia orgánica importada de los ecosistemas terrestres adyacentes (Odum, 1977).

Las comunidades vegetales ribereñas hacen referencia a las especies nativas (New Jersey Stormwater BMP Manual, 2003), que integran la transición entre los ecosistemas terrestres y acuáticos (Lovett and Price, 1999; Price and Lovett, 2002a; Robins and Cain, 2002), en formas de bandas de vegetación alrededor de arroyos y humedales, recibiendo el nombre de franjas de vegetación ribereñas.

Por lo general, son áreas fértiles y productivas que constituyen la última línea de defensa para la protección de la calidad de los ecosistemas acuáticos (Price and Lovett, 2002a; Robins and Cain, 2002).

Si bien la mayor parte de la bibliografía hace hincapié en especies arbóreas (Naiman et al., 2005), en nuestros ecosistemas, la vegetación herbácea es la que adquiere mayor importancia.

Estas zonas se caracterizan por una flora cuya composición está fuertemente determinada por la intensidad luminosa, el contenido en agua, la granulometría del

suelo, y se caracterizan por ser muy vulnerables a los disturbios antrópicos (Naiman et al., 2005).

La vegetación ribereña a lo largo de los arroyos puede actuar como zonas buffer de varias maneras, ya sea reduciendo al mínimo las inundaciones cuenca abajo, a causa de la disminución de la velocidad del agua, su absorción o el aumento de los índices de evapotranspiración como así también, reteniendo nutrientes y sedimentos (Lovett and Price, 1999; Price and Lovett, 2002b,c; Price et al., 2004). Además, la vegetación viva y los residuos leñosos depositados modifican el transporte de sedimentos a través del agua y, pueden cambiar, en un cierto plazo, la forma del cauce, especialmente en las planicies de inundación densamente boscosas (Naiman, 2002c; Gregory et al., 2003). También, influyen en la retención de nutrientes dentro de sus estructuras vegetativas y reproductivas e intervienen, junto al resto de las comunidades bióticas acuáticas, en el mecanismo de retención conocido como “espirales de nutrientes” (Newbold et al., 1981).

La vegetación modera las condiciones del suelo, tal el caso de la broza que, al ser descompuesta por la microfauna del suelo, cambia la trayectoria de la absorción de los nutrientes usados para el crecimiento de las plantas. Los ciclos de nutrientes en el complejo suelo-vegetación de la alta cuenca, determinan el contenido de iones presentes en las aguas de escorrentía y, de tal modo influyen la dinámica de la producción de los bosques ribereños.

Los fuegos, sequías, movimientos geomórficos, árboles rotos ó arrancados por el viento, herbivoría y otros disturbios naturales, en combinación con las intervenciones humanas tales como deforestación, urbanización y agriculturización, alteran los patrones vegetativos y el intercambio de nutrientes suelo-planta en una amplia variedad de escalas (Naiman et al., 2005).

Las FVR, son importantes para mantener la salud física, biológica, química y la integridad de los ecosistemas ribereños, y para amortiguar el impacto de los

contaminantes provenientes de fuentes no puntuales, de las tierras adyacentes (Peterjohn and Correll, 1984; Jacobs and Gilliam, 1985; Phillips et al., 1993). Esto es especialmente valioso en bosques de últimas etapas sucesionales ya que incluyen grandes árboles vivos y muertos en pie, que conforman una estructura tridimensional que incluye un sotobosque de múltiples estratos arbóreos, arbustos y vegetación herbácea. Además, los residuos leñosos de alta calidad que generan, forman obstáculos para disminuir la velocidad del agua de la corriente, al mismo tiempo que proporcionan el hábitat de una gran variedad de especies y una fuente de materia orgánica (Figura 1) que, mediante transformaciones microbianas, libera nutrientes vitales (Rheinhardt et al., 2009).



Figura 1. Sauces en ribera de arroyo "Del Junco"

Las FVR usualmente mantienen una alta biodiversidad de flora en comparación con las áreas no ribereñas, siendo en muchos casos refugio de especies vegetales vulnerables (Robins and Cain, 2002).

La flora ribereña es, única y diversa, con vegetación generalmente más alta, densa y estructuralmente más compleja que la vegetación circundante (Price and Lovett, 2002e). Su microclima, en la mayoría de los casos, es más húmedo. La sombra que producen es determinante en las fluctuaciones de temperatura de las aguas y cantidad de luz solar, afectando el crecimiento de las especies que viven dentro y fuera de los cauces (Price and Lovett, 2002d; Boutin et al., 2003). Se estima que el incremento de las temperaturas asociadas al cambio climático, aumentará la importancia de las zonas ribereñas como refugio térmico (Limb et al., 2009).

La vegetación ribereña se adapta de varias formas, a menudo únicas, para explotar la naturaleza dinámica de estos sistemas (Junk et al., 1989; Décamps, 1996; Naiman and Décamps, 1997; Naiman and Bilby, 1998), soporta inundaciones, crece en los bancos de acumulación y en los terrenos aluviales, y en complejos arreglos vegetacionales asociados a variaciones de suelos e hidrología local (Naiman and Rogers, 1997).

Una comprensión completa de los efectos adversos de la pérdida de vegetación ribereña, requiere una escala apropiada de análisis (O'Neill et al., 1989). A escala local, varios estudios han usado métodos semi-cuantitativos ó categóricos para identificar características ribereñas tales como tipo de vegetación, altura, pendiente, ancho franja ribereña y características del canal (DeLong and Brusven, 1991; Petersen, 1992; Platts et al., 1983).

Los resultados de las investigaciones, varían con respecto a si la zona ribereña o el área de las cuencas hidrográficas, en todo el paisaje son los atributos más significativos en la determinación de la calidad del agua y la integridad biótica de los arroyos. Las implicancias son importantes, debido a que un efectivo manejo a largo

plazo y, la protección de los recursos naturales, requiere de la comprensión de cómo la magnitud de los efectos, en este caso, una fuente de contaminación no puntual, afecta a los procesos ecológicos y la determinación de a que escala deberían ser monitoreados esos efectos (Hunsaker et al., 1990).

Algunos investigadores sugieren que los esfuerzos de control de la contaminación no puntual deberían centrarse en los corredores ribereños, que representan un pequeño porcentaje del área total de las cuencas (Dodd et al., 1994; Large and Petts, 1994).

1.1.1. Importancia de las franjas de vegetación ribereña

En trabajos realizados en el noreste de la provincia de Buenos Aires, se ha demostrado que el mayor impacto del cultivo de soja sobre los arroyos está asociado a la llegada de pesticidas a las aguas, y sugieren que este efecto puede ser mitigado mediante la presencia de bandas de vegetación natural bordeando los arroyos (Jergentz et al., 2004; Jergentz et al., 2005). Además, la remoción de la vegetación ribereña desestabiliza las barrancas de los arroyos, provoca desprendimientos y derrumbes lo que incrementa significativamente su ancho (Naiman et al., 2005).

El contenido de iones disueltos y la erosividad de los materiales transportados por escorrentía, reflejan la geología de la cuenca, afectando también las características ribereñas a través de la entrega de nutrientes y otros elementos químicos. Sin embargo, la distribución y la abundancia de la vegetación dentro de la cuenca y procesos tales como el fuego y la herbivoría que alteran el vigor vegetativo, su productividad y la sucesión ecológica, también poseen influencia en la composición química de los arroyos, especialmente en lo que concierne a la exportación ribereña de nutrientes esenciales para el crecimiento vegetal y materia orgánica disuelta (Likens and Bormann, 1974; Mc Clain and Richey, 1996). En general, los arroyos

tienden a aumentar la suspensión en sólidos con que se cargan sus aguas, a medida que aumenta la distancia de la cuenca alta (Pringle et al., 2000).

Se han encontrado efectos estadísticamente significativos entre la cobertura ribereña de los arroyos de primer orden sobre la calidad del agua debido a que constituyen la mayor área de las cuencas hidrográficas. También, hay una correlación entre los usos de la tierra y la calidad del agua, en las cuencas altas, que incluso se mantiene en épocas en que muchos de estos arroyos no están fluyendo (Dodds and Oakes, 2008).

Los procesos físicos y biológicos están muy interconectados en los sistemas ribereños. En última instancia, los factores físicos controlan la estructura y las funciones de las comunidades biológicas ribereñas. La tectónica, la geología y el clima son las principales funciones que conducen una jerarquía de los procesos físicos. De esta manera, la actividad tectónica determina la topografía básica y sus gradientes topográficos, la geología determina la resistencia del paisaje a la erosión físico-química en tanto, el clima suministra el agua y la energía para erosionar el paisaje y para arrastrar los sedimentos acumulados por el sistema, aguas abajo (Naiman et al., 2005).

Una cuenca es simplemente definida como el área en la cual, la totalidad de la escorrentía drena hacia un punto individual en un arroyo. El área es determinada por la topografía del lugar, y una cuenca es separada de otra por una elevación topográfica llamada divisoria de aguas del drenaje (Naiman et al., 2005).

A una escala grande de tiempo (10.000 a > 1 millón de años), los procesos en las cuencas de los arroyos son muy influenciados por la variabilidad tectónica y climática. Los cambios de temperatura afectan directamente a los balances de agua de la cuenca, aunque también afectan indirectamente a los procesos del arroyo por su influencia en las comunidades vegetales y retroalimentación, conectados a cambios en las tasas de evapotranspiración y estabilización del substrato (Vandenberghe, 1995).

1.1.2. Servicios ecosistémicos

Otra de las características de las zonas ribereñas es la provisión de servicios ecosistémicos y la amortiguación de los impactos de la agricultura y ganadería (Robins and Cain, 2002) sobre la provisión de agua limpia (Millennium Ecosystem Assessment, 2003), y el mantenimiento de la biodiversidad y endemismo (Arriaga et al., 2000; NRC, 1998; Postel, 1998).

El manejo de los sistemas ribereños, incluye la toma de decisiones y la implementación de prácticas en el uso de la tierra y agua, que proporcionan una visión conjunta de las causas que conforman el sistema (Dale et al., 2000). Los objetivos de la gestión de la preservación de las comunidades ribereñas son proporcionar bienes y servicios ecológicos sustentables, y que mantengan vínculos ecológicos con la totalidad del paisaje. Ello depende, principalmente, de la conservación de la diversidad de especies, de la composición por edades de los organismos, así como de la complejidad estructural de los suelos ribereños, la cobertura vegetal y las comunidades asociadas (Naiman and Bilby, 1998).

A pesar que la manipulación humana de los caudales de los ríos proporciona muchos beneficios para la sociedad, también degrada y elimina importantes servicios ecosistémicos (Richter et al., 2006). La vitalidad del río y los servicios ecosistémicos que provee se deterioran cuando la vía natural del agua, y junto a ella los sedimentos y los materiales orgánicos, se modifican sustancialmente (Poff et al., 1997; Richter et al., 2003). Las remediaciones a estos problemas, causados por los humanos, son a menudo costosas o difíciles de aplicar.

Una valoración económica de las comunidades ribereñas proporciona una base para la toma de decisiones sobre su manejo. De todos modos, es pragmáticamente difícil colocar valores a muchos procesos bióticos e hidrológicos de estos ecosistemas (Magnuson, 1990), tales como su papel en la amortiguación de inundaciones, el

filtrado de nutrientes contaminantes proveniente de fuentes no puntuales y el mantenimiento de la biodiversidad (Schama, 1995). La sostenibilidad ecológica y cultural de las FVR es en sí, un factor de desarrollo económico y de equidad social. Evidentemente, su verdadero valor no puede explicarse exclusivamente a través de la asignación de valores monetarios (Gatto and De Leo, 2000). No obstante, en un trabajo realizado en el tramo medio del arroyo Luján, se valorizó el servicio ecosistémico de autodepuración de aguas residuales vertidas al mismo, mediante la valuación de la energía necesaria para realizar un tratamiento alternativo, originando un valor de 162.000 dólares/día (Giorgi, 2001).

1.2. Los arroyos pampeanos

Los arroyos pampeanos tienen características que los hacen similares a los arroyos de las praderas de USA (Wiley et al., 1990), aunque tienen sus propias peculiaridades. Se caracterizan por la falta de bosques ribereños, baja velocidad de corriente, altos niveles de nutrientes de origen natural en el agua, ausencia de períodos de sequía o de temperaturas extremas, y el desarrollo de densas y diversas comunidades de macrófitas (Giorgi et al., 2005).

A pesar que estos sistemas son diferentes a otros arroyos del mundo, existe poca información sobre las características ecológicas (Solari and Claps, 1996; Feijoó et al., 1999). Por otra parte, la importancia relativa de otros productores primarios en la estructura y función de estas comunidades no se ha investigado (Giorgi et al., 1998).

La mayoría de los arroyos pampeanos se originan en pequeñas depresiones de suelos, con presencia de plantas palustres como *Juncus* o *Typha latifolia*, las cuales también se pueden encontrar en sus cauces medios.

En el ecosistema pampeano, la matriz estaba integrada por pastizales naturales con parches de vegetación arbórea compuestos por *Salix humboldtiana* que

se encontraban en las márgenes de ríos y arroyos; éstas márgenes actuaban como corredores conectando, a su vez, distintos parches (Villamil, 2008).

Estos arroyos son alimentados por las precipitaciones y aguas subterráneas, y muestran un lento flujo de agua debido a la suave pendiente de la región pampeana. Sus lechos están formados por sustratos duros y homogéneos con sedimentos finos (principalmente limo y arcilla), alto contenido de carbonato de calcio y ausencia total de piedras o guijarros. Debido a la escasa vegetación arbórea, la radiación solar alcanza fácilmente el lecho del río, lo que permite el desarrollo de densas comunidades vegetales acuáticas.

Una parte significativa de los estudios sobre ecología de arroyos se ha realizado sobre arroyos forestados del hemisferio norte lo que condujo al desarrollo del concepto del continuo del río (Vannote et al., 1980), el cual ha influido grandemente en las investigaciones realizadas. Sin embargo, en los últimos veinte años un aumento de los conocimientos sobre los sistemas lóticos se origina en el estudio de la estructura y funcionamiento de arroyos con características diferentes a las asumidas por este modelo (Fisher and Grimm, 1988; Sand-Jensen et al., 1988; Meyer and Edwards, 1990; Wiley et al., 1990; Guasch and Sabater, 1994; Young and Huryn, 1996; Suárez et al., 2000; Giorgi et al., 2005; Feijóo and Lombardo, 2007). Estos estudios han contribuido a la redefinición del concepto del continuo del río (Minshall et al., 1985) para una gama más amplia de ecosistemas. De esta manera, se postula la existencia de cabeceras autótrofas en estos sistemas. Si bien esto es cierto para el arroyo Las Flores (Giorgi et al., 2005), surgen varias diferencias entre los arroyos de las praderas de USA y los pampeanos. En consecuencia, la heterogeneidad del hábitat en los arroyos pampeanos no es el resultado de diferentes tipos y tamaños de sustratos, sino de la vegetación sumergida que juega un importante rol en la estructuración de estos sistemas. Es importante observar que en todas las corrientes con bajas pendientes, los altos niveles de nutrientes y la alta radiación a la que están sometidos mostraron

un papel clave en la estructuración de las comunidades de macrófitas (Champion and Tanner, 2000).

Las tasas de producción primaria bruta obtenidas de las comunidades acuáticas de un arroyo pampeano representativo, -expresadas en gramos de oxígeno por metro cúbico y por día-, se encuentran entre las más altas reportadas en la literatura. Las algas flotantes proporcionaron la mayor parte de la producción primaria (30-90%), mientras que, la zona del hiporreico proporcionó la mayor parte de la respiración del ecosistema (40-80%) (Acuña et al., 2011).

1.3. Cambios en el uso de la tierra

El cambio en el uso de las tierras y sus impactos en los sistemas ribereños son el centro de muchas investigaciones actuales, aunque los efectos del uso de las tierras sobre la geomorfología ribereña alcanzan a épocas prehistóricas (Lespez, 2003).

Varios investigadores han detectado relaciones significativas entre la calidad del agua y el uso de las tierras adyacentes a las zonas ribereñas (Potter et al., 2005). Otros determinaron que la calidad del agua en la cuenca del río Fish de Alabama era más alta, cuando los suelos estaban cubiertos por bosques y pastizales, en tanto, observaron efectos negativos cuando los suelos estaban ocupados por agricultura (Basnyat et al., 1999). En otra investigación realizada en la cuenca sudeste del río Michigan, con predominio agrícola y luego, rápidamente urbanizada, se encontró que la integridad biótica del arroyo y la calidad del hábitat fueron correlacionadas negativamente con la agricultura y, positivamente con los bosques y humedales (Roth et al., 1996). Diversos estudios han demostrado la relación positiva que existe entre el porcentaje de uso de suelo agrícola en la cuenca y las concentraciones de nitratos en las aguas de los arroyos (Osborne and Wiley, 1988; Liu et al., 2000; Williams et al., 2005). Algunos autores han analizado esta relación a distintas escalas espaciales, y

han hallado que el uso de suelo en la zona ribereña presenta relaciones más fuertes con los niveles de nitratos en las aguas en comparación con el uso de suelo en la cuenca entera (Osborne and Wiley, 1988; Dodds and Oakes, 2006).

En un estudio realizado en 23 arroyos de la provincia de Buenos Aires, Amuchástegui (2006) estimó la asociación entre los porcentajes de uso de suelo agrícola y vegetación natural con la concentración de nitratos a tres escalas diferentes. Este investigador encontró que, los niveles de nitratos se relacionaron positivamente con el uso de suelo agrícola y negativamente con la cobertura de vegetación natural, y que las FVR jugarían un rol muy importante en la reducción, por desnitrificación, de los niveles de nitratos que llegan a los arroyos.

Otros autores concluyeron que para el sudeste de Ontario, las características del paisaje de la cuenca, incluyendo el uso de la tierra, pendiente y suelos parecían tener una influencia en la calidad del agua levemente mayor que la composición de una amplia zona ribereña (Sliva and Williams, 2001). Aún así, otros investigadores describen un cuadro más complejo de como el paisaje afecta la calidad del agua (Sponseller et al., 2001).

No obstante, los usos de la tierra incluyendo las actividades urbanas, a escala de paisajes, actúan como fuentes no puntuales de contaminación (Neary et al., 1988; Mc Clain et al., 1998).

La aplicación de fertilizantes nitrogenados en la Columbia Británica, Canadá, dio lugar a picos de nitrógeno veinte veces mayores en los arroyos sin franjas ribereñas en comparación con los arroyos que las poseen (Perrin et al., 1984).

Es difícil separar los impactos de los usos de la tierra de las características naturales tales como composición del suelo y estructuras hidrográficas de las cuencas. Otros estudios, sin embargo, han concluido que los paisajes de grandes cuencas, son mejores predictores de la calidad del agua que los atributos ribereños (Naiman et al., 2005).

1.3.1. Las zonas ribereñas como soporte de procesos de retención de sedimentos y nutrientes

Las zonas ribereñas son componentes fundamentales de los ciclos biogeoquímicos ya que poseen la capacidad de regular los flujos y ser un lugar de transformaciones de nutrientes. Dado que se encuentran en una interfaz dinámica entre los ecosistemas terrestres y acuáticos, casi todos los escurrimientos superficiales y subterráneos poco profundos de las cuencas deben pasar por ellas a fin de alcanzar el canal de la corriente (Naiman et al., 2005).

Los nutrientes provenientes de las tierras altas se acumulan en las zonas ribereñas, antes de ser transferidos aguas abajo. Estos flujos, sin embargo, son altamente dinámicos, así como los nutrientes que participan en una gran variedad de transformaciones e interacciones químicas y biológicas (Sterner and Elser, 2002). Además, se ha demostrado que las franjas ribereñas regulan, tanto longitudinal como lateralmente, los flujos a lo largo del paisaje y actúan como fuentes y sumideros de nutrientes (Naiman et al., 2005).

Este rol de las zonas ribereñas como filtro para el agua cargada de nutrientes y sedimentos, está bien documentado en América del Norte y Europa (Karr and Schlosser, 1978; Lowrance et al., 1984; Peterjohn and Correll, 1984); aunque no así en Asia (Fujimaki et al., 2009) ni en nuestro país (Orué et al., 2007). Esto ha llevado a los gobiernos de los países más avanzados a crear programas para poder conservarlas y restaurarlas.

La escala de hábitat ribereño considera las áreas comprendidas de por lo menos 10 m. de distancia de cada lado del curso de agua (Lewin, 2001). El ancho necesario de las FVR dependerá de los objetivos de manejo que en ellas se realicen; cuanto mayor sea el ancho de la zona ribereña más beneficioso será. Para ser

considerada efectiva, el área debe tener como mínimo un 60 % de cobertura (Haycock et al., 1997; New Jersey Stormwater BMP Manual, 2003).

Los primeros estudios documentan retenciones de nitrógeno que van de 67 a 89 % del total ingresado a las FVR (Jacobs and William, 1983; Lowrance et al., 1984; Peterjohn and Correll, 1984). Más tarde, un gran número de estudios mostraron disminuciones de las concentraciones de nitratos en las aguas subterráneas (Cirimo and McDonnell, 1997; Correll, 1997).

Aunque la eficiencia de las FVR para retener nitrógeno es evidente, los mecanismos específicos responsables de la retención de nitratos son difíciles de identificar. Se supone que algunos de ellos podrían ser asimilación, retención por la vegetación y finalmente, almacenamiento como materia orgánica en el suelo (Correll, 1997).

Si bien numerosos estudios muestran que los nitratos pueden ser asimilados por las plantas a profundidades de varios metros (Correll, 1997), otros estudios concluyen que la mayoría de la captación se produce en los primeros centímetros de los suelos. Las condiciones en las partes más profundas del suelo, bajas temperaturas, mayor pH y menores concentraciones de materia orgánica llevaron a algunos autores a concluir que la asimilación vegetal es el principal mecanismo para la retención de nitratos (Hosner et al., 1965; Aber et al., 1989; Correll, 1997).

En general, en Europa, las tasas de remoción de nitratos oscilan entre 5 y 30 % (Sabater, 2003). Las tasas promedio de extracción de nitrógeno son similares para sitios con especies herbáceas (4,4 %) y arbóreas (4,2 %). Las eficiencias de remoción de nitrógeno no se ven afectadas por el clima, al menos para el rango encontrado en 14 sitios, ubicados en siete países europeos (Sabater, 2003). Cuando las entradas de nitratos son bajas, hay una gama más amplia de eficiencias de remoción. Sin embargo, cuando las entradas de nitratos son mayores de 5 mg N / L o hay un fuerte gradiente hidráulico, la eficiencia disminuye rápidamente indicando que la eficiencia de

remoción de nitratos está estrechamente vinculada a la carga de nitratos y al gradiente hidráulico. Además, se ha demostrado que considerables cantidades de nitrógeno pueden ser liberadas desde las FVR a los arroyos, como nitrógeno orgánico disuelto (Mc Dowell et al., 1992; Hedin et al., 1995). La importancia de esta vía, las formas y el destino posterior del nitrógeno orgánico se desconocen.

Las zonas ribereñas retienen de 80 a 90 % de los sedimentos erosionados en los campos agrícolas en Carolina del Norte (Daniels and Gilliam, 1996).

Sin embargo, el desempeño de vegetación herbácea en la retención de sedimentos parece ser muy variable y de corta duración cuando se producen varios eventos de inundaciones, en un limitado período de tiempo. Por ejemplo, la eficiencia de retención de sedimentos, puede ser de 90 % en una primera lluvia a un 5 % luego de varias precipitaciones (Correll, 1997).

La retención de los sedimentos finos, transportados por escorrentía, se produce como consecuencia de procesos interactivos de deposición y erosión, infiltración, y dilución. Esto es importante dado que los sedimentos finos llevan adsorbidos mayores concentraciones de nutrientes y contaminantes lábiles.

La dinámica del fósforo en condiciones similares es diferente, a la del nitrógeno y la mayoría de los pesticidas, dado que no se producen transformaciones biogeoquímicas capaces de reducir las cantidades de fósforo por lo que, este elemento se acumula en las FVR hasta que su concentración es tan alta, que el suelo y la vegetación ya no pueden almacenarlo más (Dorioz et al., 2006).

El fósforo existe en el suelo bajo muchas formas, algunas muy complejas y difíciles de cuantificar con precisión. Básicamente, en forma orgánica e inorgánica, distribuido en todo el medio sólido y acuoso, y conformando los organismos vivos del suelo. El inorgánico existe en solución, adsorbido en la superficie de las partículas del suelo (por ejemplo, los óxidos metálicos, arcillas, partículas de CaCO_3), o precipitados en forma de minerales secundarios, principalmente de Ca, Al o Fe. También se asocia

con minerales primarios en las fracciones fina y gruesa de los suelos. La proporción de fósforo en la solución del suelo es muy pequeña, aunque mucho más activa desde el punto de vista químico y biológico.

La distribución general del fósforo es el resultado de una serie de procesos físico-químicos y biológicos que determinan la dinámica de cambio en los pools (Sanyal and De Datta, 1991; Frossard et al., 2000). Los procesos de sorción-desorción y de disolución-precipitación son los principales que influyen en los suelos y sedimentos. El proceso de sorción incluye las reacciones reversibles de superficie (adsorción) que se producen a escalas de tiempo relativamente rápidas (horas a días). Luego, el fósforo difunde en la matriz de los sustratos del adsorbente, produciendo enlaces químicos más fuertes. Este último proceso es más lento y menos reversible. Los procesos de disolución y precipitación son también procesos de largo plazo (escala de semanas a meses).

La forma orgánica del fósforo en los suelos, proviene de la descomposición vegetal y de la absorción microbiana. Incluye formas lábiles (fosfolípidos, ácidos nucleicos) y algunas fracciones más resistentes (inositol, ácidos húmicos) (Sharpley, 1995; Frossard et al., 1989; Toora et al., 2003). Las interacciones de estas formas orgánicas con las fracciones minerales del suelo y la materia orgánica estabilizada, originan complejos órgano-minerales resistentes a la hidrólisis, y por lo tanto producen la persistencia a largo plazo del fósforo orgánico en los suelos. Esta dinámica, más lenta, es gobernada por procesos de mineralización-inmovilización (Sanyal and De Datta, 1991). El fósforo orgánico oscila entre el 20 y el 70 % del fósforo total. La biomasa microbiana comprende una proporción mucho menor de fósforo que la biomasa subterránea de la vegetación sin embargo, juega un papel igualmente importante en el ciclo de fósforo del suelo debido a su alta tasa de asimilación.

Cuando se produce un ingreso de fósforo a la FVR a través de escorrentía, el equilibrio del fósforo presente en la fracción sólida con el fósforo en solución es

alterado. La dinámica de equilibrio depende del tiempo, las concentraciones de las diferentes formas de fósforo en solución, y las propiedades específicas del suelo para regular este proceso de equilibrio que determina su capacidad de fijación. La capacidad de fijación expresa la disponibilidad de sitios en fase sólida para atrapar fósforo. Cuanto mayor sea la capacidad de fijación, mayor será la eficiencia de absorción de fósforo (Dorioz et al., 2006). En algunos trabajos, se reportan reducciones de 50 a 85 % del fósforo total ligado al sedimento, siendo la mayor retención la que se produce en los primeros metros de la zona ribereña (e.g., Peterjohn and Correll, 1984).

La disponibilidad de los sitios de la fase sólida para atrapar fósforo, está determinada por el área superficial activa (contenido y tipo de arcillas) y de la disponibilidad de cationes complejos, capaces de precipitar ortofosfato en los suelos bajo diferentes condiciones de pH (por ejemplo, Ca para las condiciones alcalinas, Al y Fe en suelos ácidos). La materia orgánica tiende a disminuir la capacidad de fijación (Daly et al., 2001). Esta capacidad también se ve influenciada por la temperatura y la composición iónica del agua que ingresa (Sanyal and De Datta, 1991), lo que conduce a variaciones estacionales en la dinámica del fósforo. A largo plazo, altos niveles de entrada de fósforo pueden saturar la capacidad de fijación, lo que conduce a una mayor movilidad del fósforo y un mayor riesgo de transferencia a formas solubles de este elemento (Sharpley, 1995).

Este equilibrio en los suelos no se alcanza de manera instantánea y tomará algún tiempo luego de las reacciones iniciales de adsorción que se llevan a cabo de forma rápida y reversible, como así también del desarrollo de reacciones secundarias, que se llevan a cabo en forma más lenta (por ejemplo, la precipitación y la absorción) que disminuyen significativamente tanto la concentración de fósforo en la solución como así también su movilidad. De este modo, en un sistema como una FVR, donde el tiempo de residencia es corto, es un determinante crítico de su eficiencia, lo que puede

dar lugar a, en un corto plazo, una alta concentración temporaria de fósforo en la solución del suelo que aumenta el riesgo de pérdida hacia aguas superficiales de escorrentía y, en el largo plazo, la acumulación de fósforo que no estará fácilmente disponible para las reacciones durante eventos de escurrimiento en el futuro (Dorioz et al., 2006).

Bajo condiciones anaeróbicas, la disolución de hidróxidos férricos es un importante mecanismo de liberación de fósforo (Shenker et al., 2005). Por lo tanto, el estado redox estacional de un suelo es un importante determinante de la función de retención de fósforo disuelto (Stewart and Tiessen, 1987). Las condiciones extremas en los suelos, en lo que se refiere a su grado de humedecimiento y temperatura, junto a la actividad microbiana asociada, tienden a destruir los complejos órgano-minerales incrementando los niveles de fósforo disuelto (Perrot et al., 1990).

Los procesos bióticos ejercen controles primarios sobre la distribución natural de fósforo y nitrógeno; sin embargo, se trata de flujos bi-direccionales dado que un pequeño porcentaje de estos elementos es transferido a los arroyos y también, desde los arroyos hacia la vegetación ribereña. Debe tenerse en cuenta que otros procesos abióticos, tales como la adsorción a las superficies minerales del suelo, sirven también para retener nutrientes (Correll, 1997; Mc Clain et al., 1998).

Por su parte, la cobertura vegetal influye también, en la eficiencia de filtración de nutrientes. Una zona ribereña con vegetación de *Populus* es más eficaz para la retención de nitratos que una cobertura herbácea (Haycock and Pinay, 1993). Algunos árboles, tal el caso de *Populus canadensis*, poseen mayor efectividad que otros en la filtración de nitratos procedentes de los suelos saturados debido a su capacidad de acumulación en la biomasa de sus raíces (Naiman and Decamps, 1997). Las raíces de *Salix* y *Populus* parecen favorecer la colonización de microorganismos proteolíticos y amonificantes, y de inhibir los microorganismos nitrificantes (Naiman et al., 2005).

2. Atributos topográficos

La topografía de un paisaje resulta de la interacción a largo plazo de dos procesos operativos: movimientos geológicos y erosión. Las regiones que han pasado largos períodos de tiempo con poca actividad geológica, como la Pampa Interserrana dentro de la Pradera Pampeana (n.a), las Grandes Llanuras de USA, el Amazonas y la mayor parte de Australia tienden a ser llanas, con poca variabilidad topográfica y grandes zonas cubiertas por sedimentos depositados. En contraste, las regiones con importante actividad geológica, como las sierras de Tandilia y Ventania en la Pradera Pampeana (n.a), las Rocallosas o la costa occidental de América del Norte poseen un alto relieve topográfico, con erosión activa en las elevaciones más altas y deposición en los sitios más bajos (Huston, 1999).

La pendiente media de las cuencas de drenaje disminuye conforme aumenta la zona de influencia y la densidad de drenaje (longitud total del arroyo por unidad de área) normalmente, disminuye a medida que aumenta el área de la cuenca (Kalaff, 2002). En el partido de Tres Arroyos, la pendiente regional oscila entre 1,5 y 2 m / Km., encontrándose surcado por cuencas de recorrido principal norte-sur que desembocan en el Océano Atlántico (Bértola et al., 2009). Por su parte, la topografía del partido de Balcarce se caracteriza por la presencia de las sierras del Sistema de Tandilia, con una elevación máxima de 383 m sobre el nivel medio del mar y un ambiente de llanura en el sector norte y noreste donde se desarrollan las áreas de menor altura del partido, del orden de los 35 m. Las pendientes son atenuadas a medida que nos alejamos de las sierras en dirección al océano atlántico (Atlas Digital del Partido de Balcarce, 2005; Proyecto RIAP, 2002).

El transporte de agua, sedimentos y solutos por los arroyos, son procesos que crean y destruyen comunidades ribereñas y, suministran o extraen el agua y nutrientes a estas comunidades. Las zonas ribereñas reciben afluencias de agua subterránea

provenientes del hiporreico y de acuíferos regionales que pueden diferenciar considerablemente, las características fisicoquímicas del agua de los arroyos (Stanford and Ward, 1992; Amoros and Bornette, 2002). Características naturales de las cuencas tales como la topografía y la geología superficial pueden influir, también en la calidad de las aguas superficiales (Moldan and Cerny, 1994).

La distribución lateral de las especies vasculares está relacionada a menudo, con la delimitación espacial de los valles y con los accidentes geográficos fluviales, consecuencia de distintos procesos hidrogeomórficos (Hupp and Osterkamp, 1985, 1996; Rot et al., 2000). Muchos estudios han relacionado la vegetación ribereña a la topografía local, sugiriendo que la elevación altitudinal sobre el cauce es un factor importante en la determinación de los patrones de las especies; sin embargo, esto no se ha demostrado totalmente (Fonda, 1974; Higler, 1993; Vadas and Sanger, 1997).

En lugares con cambios físicos en la elevación bien definidos, como ser terrazas de inundación, los arreglos vegetacionales serán distintos. Sin embargo, en muchas situaciones, los cambios de elevación son más graduales o la flora local ha desarrollado una tolerancia ambiental más amplia.

Es importante mencionar, que en suelos con pendientes pronunciadas, la presencia de restos vegetales en superficie reduce la velocidad de escurrimiento, dándole mayor tiempo al agua para ser infiltrada y conducida a profundidad (Pikul and Allmaras, 1986; Unger, 1990).

Por su parte, las variaciones longitudinales en la vegetación ribereña se pueden explicar en términos de los eventos ocurridos en el Holoceno, por cambios climáticos, nivel del mar y por la duración del tiempo en que las superficies han estado disponibles para la colonización (Nilsson et al., 1991). Al igual que la zonificación lateral, las variaciones de altitud, la pendiente del cauce, los procesos geomorfológicos, los regímenes de fuegos, los sedimentos y cargas de residuos leñosos así como la diversidad del sustrato explican también, en gran medida, los

patrones longitudinales (Rot et al., 2000; Catterall et al., 2001). Muchos de estos factores, que interaccionan espacialmente a lo largo de los arroyos, reflejan su influencia en la distribución de las especies. A pesar de las fuertes influencias abióticas sobre la vegetación ribereña, las influencias biológicas, tales como la competencia, la herbivoría y las enfermedades son importantes en la configuración de los patrones de la comunidad. Hay evidencias, que algunas especies ribereñas podrían existir más allá de su rango actual, si estos eventos no las hubieran reducido o eliminado (Keddy, 1989; Naiman and Rogers, 1997).

3. Suelos ribereños

El desarrollo de suelos en ambientes aluviales, es muy variable. Las frecuentes perturbaciones generadas por la erosión y la sedimentación ocasionada por las inundaciones, crean un complejo mosaico en las condiciones del suelo de la planicie de inundación, que influye fundamentalmente en la colonización y establecimiento de la vegetación (Oliver and Larson, 1996). De esta forma, la heterogeneidad en las condiciones del suelo es un factor determinante de la productividad vegetal y diversidad. El material originario de los suelos de tierras altas es principalmente, la roca madre; mientras que el componente mineral de los suelos ribereños de los arroyos es el sedimento depositado y estratificado en bandas de variadas texturas. De este modo, los suelos ribereños tienden a ser más heterogéneos en cuanto a características minerales, que los suelos de las tierras altas. Las deposiciones periódicas de sedimentos en las áreas ribereñas son acompañadas por el ingreso de materia orgánica y nutrientes, a través del agua. Esto incrementa su heterogeneidad, produciendo una superficie empobrecida de suelo en algunas áreas y generando en otros lugares, sitios con una alta concentración de materia orgánica y nutrientes. Además, hay una amplia variedad de factores sitio-específico, humedad, niveles de

fluctuación de aguas, broza caída y descomposición que contribuyen al desarrollo de los suelos (Naiman et al., 2005).

3.1. Importancia de las características edáficas sobre la vegetación

La correspondencia entre suelos y comunidades vegetales permite suponer que la heterogeneidad del ambiente edáfico controla en buena medida la distribución de las especies vegetales en el paisaje (Batista, 1991; Perelman, 1996). En algunos casos, el control edáfico operaría de modo directo, seleccionando especies tolerantes, por ejemplo, a la deficiencia de fósforo, a la salinidad o a los regímenes de anegamiento y desecación que caracterizan al suelo en cada punto del paisaje (Rubio et al., 1995). En otros casos, el control edáfico operaría de modo indirecto, influyendo sobre componentes del ambiente biótico tales como la herbivoría o la intensidad de la competencia entre las especies vegetales. Los regímenes ambientales asociados con los diferentes suelos seleccionarían, entre las especies de la flora de la región, aquellas capaces de establecerse en cada stand (Mueller-Dombois and Ellenberg, 1974; Shmida and Wilson, 1985; Ricklefs, 1987; Acker, 1990).

En algunas comunidades los regímenes de aireación y humedad del suelo, variables en relación con la topografía, permeabilidad y salinidad de los suelos, serían los principales controles de la composición de la vegetación (Batista et al., 1988). Los cambios en los regímenes de anegamiento y desecación de los suelos debidos a fluctuaciones plurianuales del régimen de lluvias (Sierra et al., 2001) o a la alteración del escurrimiento superficial por canalizaciones y terraplenes artificiales pueden determinar extinciones locales e invasiones de especies vegetales (Batista and León, 1992).

3.2. Características físico-químicas de los suelos ribereños

3.2.1. Infiltración y conductividad hidráulica a saturación

Durante una precipitación, el agua de lluvia se infiltra en el suelo a una velocidad máxima que depende de las características del mismo y su grado de saturación (Chow et al., 1994). Cualquier precipitación que supere dicha velocidad máxima quedará sobre el suelo y podrá contribuir a la escorrentía.

La infiltración es un proceso complejo dentro del ciclo hidrológico (Campos-Aranda, 1992) que depende de las propiedades del medio poroso y condiciones en que éste se encuentre (Porta et al., 1999). Debido a que el flujo de agua en un medio poroso saturado depende de la conductividad hidráulica saturada (K_s), diversos autores (Zimmermann and Elsenbeer, 2008; Ferrer et al., 2004; Sobieraj et al., 2004; Wit, 2001) utilizan a esta variable para estimar la infiltración básica. Esta propiedad representa la facilidad con que el agua fluye a través de los poros del suelo cuando están completamente llenos de agua (Sobieraj, 2003), por lo que es uno de los parámetros más importantes en el control de solutos, flujos hidrológicos y constituye una variable clave en la fase terrestre del ciclo hidrológico (Gómez-Tagle, 2009).

La K_s es altamente sensible a la variación de una gran cantidad de factores bióticos y abióticos que pueden intervenir en distintas combinaciones y magnitudes (Bartolli et al., 2007). Entre estos factores se destacan: la geología del lugar, la intensidad de las precipitaciones, la pendiente, la secuencia de los horizontes, la profundidad del horizonte orgánico, la textura, la porosidad, el contenido de humedad del suelo, la bioturbación por organismos del suelo, el pH, la cobertura vegetal (Selby, 1982; Schellemtrager and Doolittle, 1991; Unger, 1990; Birkeland, 1999; Sobieraj et al., 2004), y el uso y manejo del suelo que, son las propiedades más sensibles (Wit, 2001; Perkins et al., 2007; Zimmermann and Elsenbeer, 2008; Gómez-Tagle, 2008b).

La influencia de la vegetación sobre la infiltración del agua en el suelo ha sido documentada por Cook (1946), citado por Dunne et al. (1991) y Jiménez et al. (2006) que observan una relación de dependencia entre ellas. Tobón et al. (2004) encontraron que la cobertura vegetal influye más en las propiedades hidrofísicas en comparación con la textura o unidad taxonómica del suelo. En contraste, Gómez-Tagle (2009) sustenta la hipótesis de que los valores de K_s en horizontes superficiales están más influenciados por el efecto de la historia de uso de suelo que por el de la cobertura vegetal. También, es importante considerar las perturbaciones antrópicas y bióticas in situ. Guevara-Santamaría (2009) han obtenido valores de K_s , en bosques de pino y campos agrícolas, que no presentan diferencias estadísticamente significativas lo que genera la necesidad de conocer el sistema edáfico (arreglo de horizontes y topografía) para evaluar el efecto del cambio en el uso del suelo en la relación entre la estructura espacial y la variación de las variables edáficas con la K_s (Marín-Castro, 2010).

Las raíces o sus restos generan macroporos (Archer et al., 2002) a través de los cuales circula el agua a mayor velocidad y sale el aire atrapado en el suelo (Jarrett and Hoover, 1985). De no ser así, se forma una zona saturada superficial que dificulta la entrada de agua y su circulación hacia horizontes inferiores. En cierta medida las raíces de los árboles y arbustos modifican la topografía de su entorno, elevándola en torno al tallo, y aumentando las fisuras y poros gruesos en esa zona. La elevación del terreno en torno a los árboles y el aumento de los macroporos en esta misma zona sugieren la enorme influencia que la microtopografía tiene en el proceso de infiltración (Dunne et al., 1991).

Se ha comprobado que árboles y arbustos modifican la distribución de humedad en el perfil, tendiendo a acumular agua en las proximidades de sus sistemas radiculares (Glover et al., 1962).

La infiltración del suelo está relacionada con la textura (Smith and Parlange, 1978; Rawls et al., 1983) y la estructura (Beven and German, 1981) en suelos sin vegetación y con laboreo (Sharrow, 2007). Además, según Blackburn et al. (1992) y Spaeth et al. (1996), la infiltración se relaciona con numerosos tipos de comunidades vegetales indicando que la textura es un factor menos significativo que la vegetación. Los árboles y arbustos modifican (Gile et al., 1998) las propiedades del suelo, y la variación inducida es continua (Dunkerley, 2000). Esto explica porqué la división tradicional entre zona cubierta y descubierta no permite mejoras significativas para explicar el proceso de lluvia y escorrentía. La infiltración decrece continuamente conforme aumenta la distancia al árbol, y a mayor altura de éste mayor es la alteración de la conductividad hidráulica del suelo (Zapata-Sierra and Manzano–Agugliaro, 2008).

Sitios recientemente arados muestran la mayor K_s , sin embargo, puede disminuir después de un tiempo debido a la infiltración lateral que ocurre al presentar el suelo un horizonte suelto sobre otro no alterado por labores y a la reducción de la densidad aparente en superficie, ambos como consecuencia de la arada (Bermejo y Suero, 1981). Suelos bien estructurados, con residuos vegetales en superficie, infiltran más agua dado que la cobertura protege al suelo de la compactación y detiene la velocidad del agua de escorrentía que, al permanecer más tiempo en superficie, aumenta las posibilidades de infiltrarse (Unger, 1990; Hillek, 1991).

El mayor contenido de materia orgánica mejora la estructura del suelo, favoreciendo la formación de agregados estables y la consiguiente creación de poros de mayor tamaño lo cual incrementará la conductividad hidráulica del suelo (Zuzel et al., 1990; Unger, 1992).

Numerosos trabajos de investigación muestran que hay mayor infiltración en suelos bajo sistemas conservacionistas, debido a una mayor cobertura y a que las condiciones estructurales del suelo debido a la presencia de canales formados por las

raíces de cultivos anteriores, lombrices y otros invertebrados favorecen el ingreso del agua (Blevins et al., 1983; Radcliffe et al., 1988; Chang and Lindwall, 1989; Dao, 1993; Radke and Berry, 1993; Azooz and Arshad, 1996; Denoia, 1996; Fontanetto y Gambaudo, 1996). Cuando el suelo se encuentra compactado por un excesivo laboreo o el pisoteo de animales, la labranza puede mejorar transitoriamente la infiltración ya que rompe los estratos compactados, generando nuevos canales para el flujo del agua (Radke and Berry, 1993; Ferreras, 1996; Pikul and Allmaras, 1986; Unger, 1990).

Es importante mencionar, que en suelos con pendientes pronunciadas, la conductividad hidráulica es menor dado que aumenta la velocidad de escorrentía; por el contrario, en relieves con menores pendientes, las aguas se remansan y permanecen más tiempo en contacto con los poros y fisuras de la superficie del suelo lo que favorece la infiltración (Pikul and Allmaras, 1986).

El sellado o la formación de costras superficiales producen una disminución en el porcentaje y continuidad de los macroporos, siendo más susceptibles los suelos con baja estabilidad estructural (Plá Sentis, 1988).

En suelos intrazonales o con exceso de agua (hidromórficos) y/o exceso de agua y sales (hidrohalomórficos), también aumenta la relación lluvia / infiltración (Cisneros et al., 1997) debido a que el exceso de agua y/o sales afecta el porcentaje y continuidad de los macroporos, por oclusión o interrupción en su continuidad. En lo que respecta al contenido de humedad de los suelos y su relación con la conductividad hidráulica, ésta es mayor en los suelos secos (Plá Sentis, 1988).

La superficie del suelo desnuda, el tránsito de maquinarias y el pisoteo por el ganado con contenidos de humedad cercanos a capacidad de campo, son los principales factores que afectan las propiedades hidráulicas de los suelos (Lavado and Taboada, 1988; Plá Sentis, 1988).

En trabajos realizados con el método del doble anillo en la provincia de Córdoba, se obtuvieron valores de K_s mínimos de 7 mm /h en suelos degradados de la

serie Manfredi con agricultura continua en los últimos 80 años (Marelli y Arce, 1995), presentando valores intermedios de K_s de 10 mm/h en suelos con labranza convencional con un monocultivo de soja en los últimos 5 años, 18 mm/h en suelos con monocultivo de soja laboreados con cincel, 28 mm/h en suelos con sorgo en rotación con soja, 40 mm/h en suelos con sorgo en siembra directa, 100 mm/h en suelos con monte natural (Pachecoy et al., 1996) y alcanzando la K_s un valor máximo de 312 mm/h en suelos con monte natural de algarrobo. En otro trabajo llevado a cabo en Tandil, sobre suelos del complejo Chapaleufú Grande donde el 70% son Argiudoles típicos de la serie Tandil, sin limitaciones de profundidad y el 30 % son suelos de la serie Azul, con presencia de tosca a profundidades mayores a los 88 cm., los valores de K_s medidos en el laboratorio al tercer año de siembra directa, luego de una pradera, variaron entre 22,2 a 38,9 mm/h (González Roelants, 1996).

En otro trabajo realizado en Balcarce, se encontraron menores valores de K_s en suelos labrados en comparación con cultivados bajo siembra directa o no laboreados (Cabria, 1996).

3.2.2. Densidad aparente

La densidad aparente es una de las propiedades físicas que afecta indirectamente el desarrollo vegetal a través de sus efectos sobre cuatro variables fundamentales: disponibilidad de agua, disponibilidad de oxígeno, temperatura y resistencia mecánica (Letey, 1985; Garay y Di Pietro, 1989). Las raíces pueden ver inhibido su crecimiento a una densidad aparente de 1.4 - 1.5 g cm⁻³ en un suelo franco arcillo limoso, mientras que pueden adecuarse a hasta 1.7 g cm⁻³ en suelos arenosos, de bajo contenido de materia orgánica (Griffith et al., 1977).

En un trabajo realizado en varios sitios del sudeste bonaerense, se hallaron valores que van desde 1.06 g cm⁻³ en labranza convencional a 1.30 g cm⁻³ en siembra

directa (Costa y Aparicio, 2002) en tanto que, en Balcarce se registraron valores de 1.27 g cm^{-3} en labranza convencional a 1.36 g cm^{-3} en siembra directa (Colombani, 2004).

3.2.3. Materia orgánica, textura y porosidad total

La textura y mineralogía de los suelos afectan muchos aspectos de la biogeoquímica de éstos que se refleja en una fuerte correlación con la materia orgánica, el nitrógeno, la mineralización y la humedad (Church, 2002). Estas dos propiedades afectan también, la humedad y los ciclos de los nutrientes a través de su influencia en el tamaño de los poros entre las partículas y en la cantidad de superficie de adsorción.

En suelos pobremente drenados, las condiciones de anoxia pueden dar lugar a grandes acumulaciones de materia orgánica y altas tasas de desnitrificación (Davidson, 1995). En cambio en suelos bien drenados, la materia orgánica es preservada por adsorción a las partículas minerales y su incorporación dentro de agregados estables (Christensen, 1992). Así como los suelos experimentan cambios a largo plazo en su capacidad de retener materia orgánica, los procesos fluviales redistribuyen las partículas minerales que influyen en la dinámica de la materia orgánica del suelo, pero a escalas temporales más cortas. Esto es particularmente importante en las etapas tempranas en que los suelos ribereños son físicamente inestables y poseen pocas partículas finas. La característica de estos sistemas es un rápido incremento inicial de materia orgánica y nitrógeno en el suelo, seguido de largos períodos con lenta acumulación, hasta un punto de equilibrio entre las entradas de materia orgánica a través de los residuos vegetales y las pérdidas dadas por la respiración, lixiviación y erosión (Bechtold et al., 2003). Estos cambios son particularmente rápidos en las planicies de inundación, alcanzando los máximos

valores de nitrógeno y carbono orgánico en 20 a 50 años (van Cleve et al., 1971, 1993; Luken and Fonda, 1983; Walker, 1989).

La distribución del tamaño de partículas en el suelo se reflejó claramente en las concentraciones de carbono del suelo es así que, los sitios de mayor antigüedad geológica evidencian un incremento de partículas finas en el tiempo (Bechtold and Naiman, 2006). Esto sugiere claramente que la estabilización de la materia orgánica por las partículas finas y la no variación de las entradas de materia orgánica, es el mecanismo primario de control de las acumulaciones de materia orgánica en los suelos de las zonas ribereñas. Los grandes incrementos en la concentración de carbono se producen durante la primera década del desarrollo vegetativo, al mismo tiempo que el aumento en las concentraciones de partículas finas, puede ser debido a las deposiciones fluviales.

El aumento de los aportes de nutrientes de fuentes externas, tales como fertilizantes, ha dado lugar a la eutrofización de los cuerpos de agua en todo el mundo. Una forma de minimizar la carga externa es garantizar que los procesos aguas arriba, en los arroyos, secuestren y transformen los nutrientes de manera eficiente. La capacidad de los ecosistemas acuáticos de interceptar a los nutrientes se debe a su diversidad física y biológica (Naeem et al., 1994; Hulot et al., 2000; Tilman, 2000; Cardinale et al., 2002; Mulder et al., 2002) que ofrecen múltiples mecanismos para su intercepción (Brookes et al., 2005).

3.2.4. Sodio soluble

En el sudeste bonaerense, la mayoría de las aguas tienen altos contenidos de bicarbonato de sodio (Costa, 1999). Su poder dispersante sobre la materia orgánica, las arcillas y la consecuente destrucción de los agregados (Crescimanno et al., 1995)

tiene consecuencias negativas sobre la estabilidad de la estructura del suelo y la dinámica del agua (Abrego et al., 1998) con la consiguiente reducción de la K_s .

Se observó en suelos de Tres Arroyos, que los cambios en densidad aparente de la capa superficial, dependen fundamentalmente del tipo de suelo. En los casos en los cuales hubo incremento en densidad aparente, éste ocurrió en suelos pocos profundos, con drenaje impedido, horizonte textural con alto contenido de arcilla y cercano a la superficie. El sodio, que contribuye a la salinidad del suelo, permanece soluble y en equilibrio con el sodio intercambiable (Báez, 1999).

3.2.5. Conductividad eléctrica y pH

La conductividad eléctrica (CE) es aplicable para mediciones de salinidad, en virtud que la cantidad de corriente eléctrica transmitida por una solución salina en condiciones estándar se incrementa al aumentar la concentración de sales.

A medida que la concentración de sales en la solución disminuye, parte del sodio intercambiable se hidroliza para formar hidróxido de sodio, que a su vez puede producir carbonato de sodio. En cualquier caso, el lavado de sales puede hacer el suelo mucho más alcalino si hay alta concentración de sodio intercambiable (pH mayor de 8,5), de modo que las partículas se dispersan, el suelo se vuelve desfavorable a la entrada de agua y, por ende, afecta negativamente la conductividad hidráulica (Báez, 1999).

El pH controla muchas de las actividades químicas y biológicas que ocurren en el suelo y tiene una influencia indirecta en el desarrollo de las plantas. De acuerdo a su valor, la disponibilidad de algunos nutrientes puede favorecerse mientras que, con valores ácidos disminuirá la disponibilidad de, por ejemplo, el fósforo. El pH del suelo representa aspectos del clima, vegetación e hidrología del lugar donde el suelo se ha formado. El pH de un horizonte del suelo es afectado por el material parental, la

naturaleza química de la lluvia, las prácticas de manejo del suelo y las actividades de los organismos que en el habitan (United States Department of Agriculture, 1996).

En suelos con altos contenidos de sodio intercambiable, la CE suele ser menor de 4 dS m^{-1} y el pH varía generalmente entre 8,5 y 10, estando la materia orgánica dispersa.

4. Vegetación ribereña

Los patrones vegetativos se han descrito, a menudo, con asociaciones a fuertes gradientes verticales y laterales, relacionados a inundaciones y disponibilidad de agua. De este modo, las características hidrológicas se infieren como determinantes de las distribuciones de la vegetación. Sin embargo, algunos investigadores han reconocido la importancia de los procesos geomórficos en formar patrones vegetativos (e.g., Gregory et al., 1991; Montgomery, 1999) incorporándolo en sus clasificaciones (Hupp and Osterkamp, 1985, 1996; van Coller et al., 1997, 2000).

Varios sistemas de clasificación de patrones de vegetación ribereña, utilizan el tipo de comunidad como unidad fundamental de clasificación el cual, es definido por la composición vegetativa presente o por la vegetación clímax potencial (Swanson et al., 1988).

La abundancia de una especie vegetal puede medirse de muchas maneras, aunque la medida estándar para la clasificación de la vegetación es la cobertura porcentual (Daubenmire, 1959, 1968; Mueller-Dombois and Ellenberg, 1974). El porcentaje de cobertura puede definirse como la proyección vertical de las copas de los árboles o vástagos en relación al área del suelo, expresado como un porcentaje de la zona de referencia (Mueller-Dombois and Ellenberg, 1974; USDA NRCS, 1997).

A escala mundial, la cantidad y tipo de vegetación en cualquier área se puede predecir sobre la base de la temperatura y las precipitaciones (Holdridge, 1947), éstas determinaciones se basaron en ecosistemas con bosques es por ello, que en nuestros ecosistemas es difícil, predecir ésta magnitud, siendo los trabajos más cercanos los que se desarrollaron en ambientes de pastizales de la Pampa Deprimida (n.a).

A escala de paisaje, la heterogeneidad florística está asociada con la heterogeneidad geomorfológica y edafológica (Vervoort, 1967; León et al., 1979; Batista et al., 1988; Burkart et al., 1990; 1998). Los patrones de vegetación en los territorios están estrechamente relacionados con el nivel de escala (Allen and Hoekstra, 1991; Turner and Gardner, 1991).

Si bien la asociación que existe entre los suelos y las comunidades vegetales permite utilizar a la vegetación como indicadora de las características de los suelos de la región Pampeana (León et al., 1979; Batista et al., 1988; Pfister, 1989; Burkart et al., 1990, 1998; Perelman et al., 2001), no se han encontrado descripciones específicas sobre la vegetación ribereña de arroyos de la región.

En lo que respecta a la interacción de factores que intervienen en la determinación de las comunidades vegetales, la topografía no es estrictamente una variable ambiental, aunque actúa dentro de un complejo conjunto de factores que pueden influir marcadamente en la distribución de las plantas (Whittaker, 1960; Austin et al., 1984) dado que controla la duración de los episodios de inundaciones (Paruelo and Sala, 1990), que se sabe son importantes filtros para la composición florística en estos ambientes (van der Valk, 1981; Chaneton et al., 1988; Hill and Keddy, 1992; Weiher and Keddy, 1995; Insausti et al., 1999).

Las variaciones en los factores climáticos locales y regionales son de vital importancia para determinar la participación de especies con diferentes vías de fotosíntesis o de las relaciones taxonómicas, tanto en regiones templadas como tropicales. Varios estudios a escala continental han mostrado una estrecha asociación

entre la abundancia relativa de especies C_3 y C_4 , y la latitud, temperatura y precipitaciones (Hattersley, 1983; Diamond and Smeins, 1988; Paruelo and Lauenroth, 1996; Epstein et al., 1997).

Algunas tribus de Poáceae, como Panicaceae y Andropogonaceae ocupan las áreas con temperaturas medias superiores a las temperaturas presentes en áreas ocupadas por Stipaceae y Eragrostaceae (Burkart, 1975). En la escala a nivel de paisaje, una mayor proporción de especies C_4 se encuentra en micrositios caracterizados por bajos niveles de sombra y suelos más secos (Teeri and Stowe, 1976), mientras que las especies C_3 son más abundantes en suelos de textura fina con niveles relativamente altos de humedad (Barnes and Harrison, 1982). Las especies C_4 tienen una mayor eficiencia en el uso del agua que las especies C_3 (Black, 1973). La cobertura relativa de C_3 y C_4 está más influenciada por el pH del suelo que por el efecto de la latitud. Si bien las relaciones entre la cobertura de tipo funcional y la latitud pueden atribuirse a diferentes temperaturas óptimas para la fotosíntesis (Black, 1973; Ehleringer, 1978).

La alta concentración de sales causa la retención osmótica del agua (Larcher, 1995) habiéndose encontrado, en proporción importante, las especies C_4 en los ambientes halomórficos. La temperatura, precipitaciones y textura del suelo explican desde el 67 al 81% la variación de la producción de especies C_3 y C_4 . La producción de C_4 fue positivamente relacionada con menores latitudes, temperatura, precipitaciones, contenido de arena y valores altos de pH (Epstein et al., 1997).

El pastoreo promueve la dominación de especies de vida efímera y facilita la invasión y persistencia de las herbáceas, exóticas, planófilas, anuales (Sala et al., 1986; Allen and Hoekstra, 1991; Rusch and Oesterheld, 1997).

Las especies adventicias tienden a estar menos fuertemente asociadas con posiciones particulares a lo largo de gradientes topográficos o de salinidad (Sala et al.,

1986; Sala, 1988). Sin la presencia de ganado habría menos especies aunque quizás, más tipos de comunidades (Perelman et al., 2001).

Las especies con distribuciones estrechas, muy similares a las sutiles características topográficas o del suelo, son en gran medida especies nativas lo que sugiere que ha tenido lugar la adaptación evolutiva. En cambio, aunque las especies invasoras desaparecen rápidamente en ausencia de pastoreo, son generalistas en términos de tolerancia a sequía, inundaciones o salinidad (Perelman et al., 2001).

El enfoque del tipo de hábitat (Daubenmire, 1952, 1968, 1970, 1978) se basa en una asociación vegetal clímax que representa, a largo plazo, el potencial biótico del sitio. También, incluye una serie de comunidades en etapas sucesionales, y cualquiera de ellas puede ocupar el lugar en algún momento de su historia e incluso repetidas veces después de una perturbación. Por lo tanto, un sitio puede ser muy bien descrito por los nombres de la vegetación clímax, así como por los de su comunidad actual.

La dinámica de las condiciones edáficas e hidrológicas, en el paisaje, causan la formación de complejos mosaicos de comunidades vegetales en las que se entremezclan todas las etapas de madurez y estadios sucesionales (Daubenmire, 1978).

Las zonas ribereñas exhiben una gran variabilidad física que se expresa en las características de la comunidad que comprenden un amplio conjunto de estrategias de historias de vida, patrones sucesionales y demográficos. Por lo tanto, las zonas ribereñas se encuentran entre los sistemas ecológicos más complejos de la biosfera (Naiman and Décamps, 1990, 1997).

La variabilidad de las características bióticas encontrada en las zonas ribereñas refleja la heterogeneidad física inherente de las redes de drenaje, de los procesos formadores de canales en los arroyos, y de las características ecológicas de los ensambles de las comunidades. En efecto, las comunidades ribereñas son producto de intensas interacciones entre factores bióticos y abióticos que están ocurriendo en el

presente o han ocurrido en el pasado. Además, la biota posee gran influencia a largo plazo en las estructuras geomórficas y en los procesos a través de los cuales se forman.

Las interacciones entre patrones bióticos y procesos físicos son cuantitativamente complejas aunque, generalmente, fáciles de conceptualizar. Hay fuertes interacciones jerárquicas entre procesos hidrogeomórficos (procesos a escala de cuencas), dinámicas del hábitat y comunidades ribereñas. Las unidades litotopográficas, áreas topográfica y geológicamente similares, en que ocurren similares procesos geomórficos tienen marcadas influencias en la creación del hábitat (Montgomery, 1999; Naiman et al., 2000). Así, una comunidad ribereña es el reflejo de patrones que operan en la matriz física y su dinámica individual, así como de modificaciones físicas del ambiente en la comunidad biótica.

Las estrategias de historia de vida se refieren a las diversas maneras con que los organismos utilizan recursos para realizar funciones esenciales (Grime, 1979; Bazzaz, 1996).

Cada comunidad ribereña encuentra una estrategia posible debido a la gran heterogeneidad física, así como al alto nivel de previsibilidad como imprevisibilidad encontrados, dependiendo de su posición espacial en la zona ribereña. Además, aunque algunos sectores de esta zona están sujetos a rápidos cambios en las condiciones ambientales, éstos son razonablemente predecibles dentro de la vida de un organismo, de las generaciones siguientes y de la estrategia de historia de vida de la especie individual. Por ejemplo, dentro de un ciclo estacional o aún más largo, las características hidráulicas pueden variar ampliamente en el borde de un arroyo; no obstante, la ocurrencia de condiciones físicas específicas es razonablemente predecible y la comunidad biótica, con su propia historia de vida, se adapta a esas condiciones.

Abundan los ejemplos de variabilidad en historias de vida en comunidades ribereñas. Algunas especies utilizan los flujos estacionales altos de los ríos, para distribuir las semillas y los propágulos, otras especies almacenan sus semillas en los suelos, a la espera de mejores condiciones, y otras han desarrollado adaptaciones para utilizar los fragmentos producidos por daños físicos, como estrategia para reproducirse asexualmente (Salo, 1986).

Por su parte, las alteraciones hidrológicas causadas por las canalizaciones, también afectan el hábitat de las especies acuáticas, haciendo menos probable que las especies macrófitas puedan mantenerse, y eliminando los remansos en los que se producen importantes procesos biológicos. Dentro de la corriente, las mayores velocidades de flujo, especialmente durante eventos de fuertes lluvias, aumentan las concentraciones de sedimentos, fundamentalmente debido al erosionado y a la re-suspensión de ellos, contribuyendo así a la degradación del hábitat (Rheinhardt et al., 2007).

Las especies ribereñas poseen numerosas adaptaciones morfológicas, fisiológicas y reproductivas que les sirven para ajustarse a la vida en ambientes húmedos y de alta energía (Mitsch and Gosselink, 1993; Blom and Voesenek, 1996; Naiman and Décamps, 1997). Además, muchas especies ribereñas se adaptan específicamente para hacer frente a inundaciones, deposición de sedimentos, abrasión física y rotura de tallos.

El canal activo y las tierras aluviales pueden ser ambientes adversos para la colonización y el establecimiento de especies. Aunque la vegetación, inicialmente, puede colonizar una amplia variedad de sitios, los establecimientos exitosos solamente se producen en "sitios seguros", y éstos son los que poseen adecuadas condiciones para la germinación y cumplimentar su historia de vida (Harper, 1977).

El género *Salix* es uno de los más importantes árboles ribereños, en los ambientes templados de América del Norte, Europa y nuestra área de estudio (n.a). Es

una especie pionera que se adapta a varios tipos de disturbio, sus semillas germinan en paisajes en que se han producido fuegos de baja intensidad, y poseen raíces adventicias que aparecen cuando sus tallos se han fragmentado a causa de las inundaciones que generan corrientes que arrastran materiales leñosos o por efectos de herbivoría (Harmon and Franklin, 1989).

Las especies han desarrollado varios mecanismos y adaptaciones estructurales para adecuarse a ambientes anaeróbicos (Mitsch and Gosselink, 1993; Blom and Voeselek, 1996). Éstos incluyen el aerénquima en raíces y tallos que permite la difusión del oxígeno desde las partes aéreas de la planta a las raíces. Esta estructura, es también común encontrarla en especies, tales como Cyperaceae y Juncaceae adaptadas a suelos aluviales de pobre drenaje.

La segunda adaptación estructural a las condiciones anaeróbicas son las raíces adventicias y los neumatóforos, presentes en algunos árboles, como es el caso de los sauces (Naiman et al., 2005).

Las inundaciones también estresan las plantas, a través de la erosión de la superficie del suelo y abrasión ocasionada por los sedimentos y residuos. Sin embargo, algunos árboles y otras plantas, crecen muy bien en los cauces activos de los arroyos que experimentan variaciones extremas en su flujo (Figura 2). Una adaptación clave es la flexibilidad del tallo entre las especies arbóreas, tal es el caso de *Salix*, que además, posee numerosos vástagos, follaje pendiente, corteza gruesa y esponjosa, adaptada a resistir materiales abrasivos y raíces que se anclan en el piso firme, debajo del canal para no ser arrancadas. Estas raíces, se regeneran rápidamente cuando se necesitan y, las poblaciones se agrupan en forma lineal, paralelamente a la dirección del flujo de agua, a fin de proporcionarse protección (Fielding and Alexander, 2001).



Figura 2. Ejemplares de *Salix humboldtiana* en cauce del arroyo “Sauce Grande”

Las adaptaciones reproductivas adquieren muchas formas, sin embargo, dos adaptaciones morfológicas mejoran las capacidades reproductivas de plantas, en ambientes donde se encuentran abundantes acumulaciones de residuos y limo, frecuentes durante las inundaciones. Algunas especies como *Carex* y *Schedonorus* poseen una estrategia adecuada para establecerse en las acumulaciones de limo (Xiong et al., 2001). Aquellas especies con semillas de larga vida (e.g., *Agrostis*, *Carex*, *Juncus*, *Ranunculus*) tienen especial importancia para el re-establecimiento de la vegetación ribereña a través de los bancos de semillas, que contribuyen sustancialmente al desarrollo de comunidades de plantas. Sin embargo, en otras situaciones, los brotes enterrados de plantas pueden ser más importantes que las semillas, en el proceso de regeneración de la cubierta vegetal (van der Valk et al., 1983).

Las zonas ribereñas, en todo el mundo son muy susceptibles a la invasión por especies de plantas exóticas. Esto se debe, a la frecuente exposición a las perturbaciones inducidas por factores naturales y antrópicos, a la dinámica de nutrientes, y a la hidrología ya que el agua tiene un importante rol en la dispersión de propágulos. Además, las riberas actúan como reservorio de germoplasma de especies autóctonas y exóticas (Rowntree, 1991; Planty-Tabacchi et al., 1996; Galatowitsch and Richardson, 2005; Richardson et al., 2007).

En un relevamiento de todos los arroyos del norte de Suecia, se encontró mayor riqueza florística en la vegetación ribereña de los cursos medios (Nilsson et al., 1989, 1991), con patrones similares a los de los arroyos de Francia (Decamps and Tabacchi, 1994); en tanto, en Sudáfrica, se encontraron resultados ligeramente diferentes, mostrando un patrón de mayor diversidad de especies, en los sitios de estribaciones, en arroyos de montaña (Vosse, 2006). Esto se debería a que los sitios de montaña, generalmente experimentan niveles más bajos de perturbaciones antropogénicas. En contraste, sitios con un largo historial de éstas, no pueden mantener una alta diversidad, y en consecuencia, la comunidad se vuelve menos diversa, aunque a menudo sigue siendo rica en especies y más homogénea, conformada por especies pioneras y malezas dominantes en cultivos agrícolas (Vosse et al., 2008).

Las especies invasoras leñosas, eliminan grandes cantidades de agua por día, produciendo un cambio de los niveles freáticos (Rowntree, 1991). Ellas, también pueden alterar la dinámica de la vegetación mediante su capacidad de colonización, lo que afecta la estructura de la vegetación y el establecimiento de las plantas nativas (Cohn, 2001; Muotka and Laasonen, 2002; Ladd et al., 2005).

La inadecuada recuperación de la vegetación ribereña, puede resultar en erosión del suelo, que acarrea la pérdida de propágulos de especies nativas, la mala

calidad del agua y un alto riesgo de re-invasión de especies de plantas exóticas (Holmes, 2001).

La producción de raíces, en términos de aumento de biomasa por unidad de superficie, rara vez se ha medido y sigue siendo la parte más incomprendida de las especies ribereñas. Se supone que las altas tasas de producción de biomasa de raíces son fundamentales teniendo en cuenta sus necesidades de acceso al agua, refuerzo ante las inundaciones y fuertes vientos, como también para la adquisición de recursos en ambientes a menudo pobres en nutrientes, además de la necesidad de competir con éxito contra otras especies en comunidades con altas densidades. Las raíces de algunas especies ribereñas crecen rápidamente en longitud luego de la germinación (Pregitzer and Friend, 1996), aunque no hay mucha información de su distribución vertical en el suelo (n.a).

Los grandes residuos leñosos son importantes elementos en los corredores fluviales y, por lo tanto, influyen en la colonización y supervivencia de las plantas ribereñas. Los grandes residuos leñosos poseen muchas funciones ecológicas importantes ya que, a menudo, sólo se mueven con flujos de agua inusualmente altos (Maser and Sedell, 1994) y sirven de sustrato para la colonización y protección de las plantas jóvenes ante las inundaciones que, a su vez, les proporcionan nutrientes y humedad en los momentos críticos (Bilby and Bisson, 1998; Gurnell et al., 2000; Petit and Naiman, 2005).

Los residuos vegetales, inicialmente tiene un efecto inhibitorio sobre la vegetación, aunque su magnitud varía con la composición vegetal, latitud, tipo y calidad del residuo, ecosistema y especies objetivo (Xiong et al., 2001). Mientras que algunas investigaciones muestran que los residuos vegetales favorecen el desarrollo de la vegetación, un análisis de la bibliografía mundial sugiere que los efectos negativos superan a los positivos durante el primer año (Naiman et al., 2005). Después del primer año, los efectos de los residuos vegetales se convierten en mayormente

positivos dado que la vegetación se ha establecido exitosamente. Al parecer, los residuos y los nutrientes liberados durante su descomposición estimulan el crecimiento de la vegetación. Se manifiesta también una tendencia a aumentar la riqueza florística de especies luego del primer año, pero a un ritmo más lento que el total de la biomasa vegetativa.

La presión de selección resultante del impacto de los entornos físicos y las interacciones bióticas da lugar a patrones de historia de vida, de modo que cada especie evoluciona, según una combinación adaptativa de los rasgos de la población. Una adaptación esencial de la vegetación ribereña es una estrategia donde la dispersión de las semillas coincide con la crecida estacional de los caudales, asegurando húmedas camas de siembra para una adecuada germinación y posterior colonización. La dispersión de semillas por el viento (anemocoria) es una estrategia común en *Populus* de este modo, sus semillas debido a sus pelos algodonosos son dispersadas largas distancias, tanto por el viento como por el agua (hidrocoria). Esta dispersión, coincide típicamente con los flujos crecientes de los ríos que siguen al derretimiento de la nieve en primavera, aumentando de tal modo, las probabilidades de que las semillas se ubiquen en micrositios favorables a lo largo de las orillas de los arroyos. En Australia, la fenología reproductiva de los árboles ribereños, coincide con los picos hidrológicos anuales de los arroyos y las precipitaciones estacionales (Pettit et al., 2001).

Sin embargo, anemocoria e hidrocoria no son los únicos medios de dispersión. La dispersión realizada por los animales (zoocoria), especialmente por pájaros, puede ser aún más importante, aunque existen pocos datos empíricos para su comparación (Naiman, 2003).

Además de la reproducción sexual por semillas, muchas especies ribereñas se reproducen por crecimiento clonal siendo los ejemplos más conocidos *Salix* y *Populus* (Sigafos, 1964; Bégin and Payette, 1991).

Durante la sucesión ecológica, el ambiente físico y la vegetación cambian continuamente, generando un sistema dinámico caracterizado por interacciones bióticas-abióticas complejas. Además, se espera que la riqueza de especies, la biomasa, la diversidad y la estabilidad florística aumenten con el tiempo (Ghersa et al., 2002).

El cambio en las comunidades se lo clasifica, frecuentemente, en episódico o gradual. El primero, es en general, visto como un disturbio y el segundo, como sucesión. Sin embargo, como ambos se confunden entre sí dependiendo de la escala de observación, no siempre es posible separar al disturbio de la sucesión, por lo que ambos deben ser considerados cuando se analiza la dinámica de las comunidades (Peet, 1992).

En sentido estricto, la sucesión es un proceso de reemplazo de planta por planta a través del tiempo donde, además, se producen interacciones significativas a escala de vecindario. Tanto la sucesión primaria como la secundaria se producen en ambientes ribereños y de humedales, como en ambientes de montaña. La sucesión primaria es más frecuente en sitios ribereños y humedales que en los de montaña, y se desarrolla lentamente (Clements, 1916); sin embargo, en las zonas ribereñas, este proceso puede ser mucho más rápido dado que, por lo general, las especies pioneras, adaptadas localmente, abundan y están dispuestas a establecerse en los sitios aluviales con buen suministro de materiales finos y de humedad.

4.1. Invasión de especies exóticas

La introducción de especies vegetales en nuevas áreas geográficas es una práctica común en proyectos agrícolas, forestales o de jardinería. Sin embargo, en los últimos 50 años se ha constatado que una proporción variable de esas especies no nativas consiguió extenderse fuera de los límites de su introducción, y asociadas a

transformaciones de suelos y alteraciones hidrológicas (Schmidt, 1989). De este modo, se establecieron poblaciones dominantes que desplazaron a las comunidades vegetales nativas y alteraron significativamente el funcionamiento de los ecosistemas (Lockwood et al., 2008), constituyendo una de las amenazas más significativas para la conservación global de la biodiversidad. Algunos árboles exóticos, se convirtieron en invasores en respuesta a alteraciones en los regímenes de perturbaciones naturales, como la supresión de los incendios naturales, el reemplazo de herbívoros nativos y el sobrepastoreo (Calder et al., 1992; Hobbs, 1991).

En el caso de los pastizales, la expansión de especies arbóreas o arbustivas genera un impacto significativo dado que representa no sólo una adición taxonómica, sino también la introducción de una forma de vida totalmente nueva para el ecosistema (Richardson, 1998).

Estas invasiones causan importantes alteraciones en procesos ecosistémicos, como alteraciones de procesos geomórficos (Woods, 1997), interferencias en los ciclos del agua y de los nutrientes (Vitousek, 1990; Higgins et al., 1999), alteración en la dinámica del fuego (D'Antonio and Vitousek, 1992), cambios significativos en las comunidades de plantas silvestres y animales (Williamson, 1996; Woods, 1997), hibridación con especies nativas (Randall, 1997) y promoción de nuevas invasiones (Randall, 1997; Higgins et al., 1999; Simberloff and Von Holle, 1999).

La dispersión y el establecimiento de una especie, en un nuevo hábitat, depende de factores ecológicos relacionados con las características de las comunidades invadidas e invasoras (Davis et al., 2000). En el caso de las especies vegetales, el límite de su distribución potencial en el área invadida es, fundamentalmente, determinado por una correspondencia climática apropiada (D'Adamo et al., 2002). Sin embargo, hay varios factores ambientales, tales como salinidad, disponibilidad de agua, pH y textura del suelo que pueden modificar la susceptibilidad de un hábitat a ser colonizado. La germinación y establecimiento de

plántulas se consideran las etapas más vulnerables debido a su dependencia de estos factores externos, por lo que las especies invasoras controlan el proceso de expansión en un nuevo ambiente.

El comportamiento invasor también depende de características específicas, tanto de la especie, como son elevadas tasas de crecimiento y reproducción, alta capacidad competitiva, como de otros atributos de los ecosistemas invadidos, como es grado de perturbación y nichos no ocupados (Williamson, 1996; Lockwood et al., 2008).

Las plantas exóticas invasoras pueden provocar grandes cambios en la fertilidad edáfica y los ciclos de nutrientes que favorecen más a las plantas invasoras que a las nativas, facilitando de este modo la invasión y dificultando la recuperación del ecosistema nativo (Naiman et al., 2005; Marchante et al., 2008b). El desarrollo de estos procesos por plantas invasoras puede explicar el aumento de la densidad poblacional de estas especies, su permanencia y dominancia en áreas invadidas, pero no está claro que influya en su expansión (Levine et al., 2006).

La invasión por especies vegetales exóticas altera tanto las condiciones químicas como físicas de los suelos invadidos (Ehrenfeld, 2003; Batten et al., 2006). Las propiedades de los suelos se modifican en respuesta al cambio en las especies de plantas y pueden, a su vez, influenciar la invasibilidad (Ehrenfeld et al., 2001).

Los Tamariscos (*Tamarix*) constituyen uno de los grupos más exitosos de especies invasoras en los ecosistemas ribereños desérticos de USA, Australia y México. En estos sistemas altera marcadamente la composición de especies y los procesos ecosistémicos (De Loach et al., 2000; Hart et al., 2005) pudiendo en algunos casos, bloquear el flujo de los arroyos y provocar inundaciones. Estos árboles son capaces de absorber agua salada y de excretar el exceso de sales, a través de las glándulas foliares, produciendo una acumulación de sal en el suelo cuando el follaje cae (Cleverly et al., 1997; Smith et al., 1998; Stohlgren et al., 2003).

En la Argentina los tamariscos son capaces de colonizar rápidamente hábitats perturbados, donde reemplazan a la vegetación nativa y dominan completamente la comunidad vegetal (Natale et al., 2010) siguiendo un patrón de ocupación del suelo similar a los reportados en USA (De Loach et al., 2000; Zavaleta, 2000), Australia y México (Hart et al., 2005). Colonizan hábitats ribereños en las zonas continentales áridas, semiáridas y también, costeras (Natale et al., 2008) dado que son muy tolerantes a condiciones ambientales extremas y reúnen diez de los trece criterios para definir la maleza ideal (Baker, 1974). Estos criterios son que cada planta produce más de medio millón de semillas por año las cuales son dispersadas por viento y agua a distancias de hasta 20 Km. al año, cualquier parte aérea de la planta es capaz de producir raíces adventicias y brotes en condiciones húmedas, sus raíces muestran una alta tasa de crecimiento, las plántulas pueden crecer más de 30 cm. por año y son capaces de sobrevivir en cualquier ambiente siempre que tengan un suministro mínimo de agua, la germinación se cumple en muchos ambientes, hay una permanente producción de semillas, la polinización no es específica y sus profundas raíces poseen alta capacidad competitiva (Glenn and Nagler, 2005; Di Tomaso, 1996). Además, sus ejemplares maduros son excepcionalmente tolerante a una variedad de condiciones de estrés como calor, frío, sequía, inundaciones y altas concentraciones de sales en el suelo (Di Tomaso, 1996).

El género *Tamarix* se encuentra, generalmente, en sitios con niveles intermedios de humedad, altos niveles freáticos y suelos con poca erosión; sin embargo, las plantas maduras pueden persistir durante largos períodos (70 a 90 días) en condiciones de inundación, encontrándose stands grandes y vigorosos (Figura 3) en suelos arcillosos, ricos en materia orgánica (De Loach et al., 2000). Si bien no son halófitas obligados pueden sobrevivir con altas concentraciones de sales (De Loach et al., 2000; Glenn and Nagler, 2005), reportándose que suelos con una CE inferior a 15 dS m⁻¹ son adecuados para la germinación de las semillas de *Tamarix ramosissima* y

por lo tanto, están bajo riesgo de ser colonizados e invadidos. Por su parte, la tolerancia es menor en el caso de la reproducción vegetativa, reportándose niveles de CE inferiores a los 6 dS m^{-1} (Natale et al., 2010).



Figura 3. Invasión ribereña de *Tamarix ramosissima* en arroyo “De las Mostazas”

Los cambios producidos en las características químicas del suelo invadido conllevan también a cambios en la microbiota edáfica (Rodríguez-Echeverría, 2009) principalmente, en los microorganismos implicados en la descomposición de hojarasca y en el ciclo del nitrógeno, y por tanto alteran procesos importantes de los ecosistemas invadidos (Marchante et al., 2008a).

En las Pampas, el disturbio creado por la expansión de la agricultura cambió drásticamente la estructura de las comunidades, y la heterogeneidad en el uso de la tierra produjo variantes en las trayectorias sucesionales (Ghersa and León, 1999).

4.2. Vegetación natural potencial

La vegetación natural potencial se define como la vegetación que se establecería si todas las etapas de la sucesión se terminaran sin mayores perturbaciones naturales o actividades humanas directas, en las actuales condiciones climáticas, edáficas y topográficas (adaptado de Tuxen, 1956, según traducción de Mueller-Dombois and Ellenberg, 1974 y de Kuchler, 1964). Una perturbación es un evento importante (incendio, inundación, etc.) o un proceso en curso (pastoreo intensivo) que resulta en un reemplazo del stand o una reducción selectiva de algunas especies vegetales.

El pastizal ha sido considerado el bioma potencial pampeano; sin embargo, en la actualidad las áreas agrícolas o suburbanas abandonadas o poco disturbadas se cubren de matorrales de chilca (*Baccharis salicifolia*) o de bosques poco densos con mezcla de leñosas exóticas tales como la espina colorada (*Gleditsia triacanthos*), el paraíso (*Melia azedarach*), el ligustro (*Ligustrum lucidum*), la mora (*Morus alba*) y nativas tales como: el tala (*Celtis ehrenbergiana*), el saúco (*Sambucus australis*), etc. También, recientemente se ha observado un avance de leñosas en los cultivos cuando se practica la siembra directa (Ghersa et al., 2002). En este sentido es posible proponer que el bioma actual ha dejado de ser el pastizal, y tiende a ser la sabana y bosque xerofítico (Ghersa and León, 1999; Ghersa et al., 2002).

Los estados sucesionales, en las sucesiones tanto secundarias post-agrícolas de campos abandonados como cultivados, se encuentran normalmente dominados por especies introducidas de la familia Poaceae como *Sorghum halepense* y *Cynodon dactylon* o Asteraceae como *Silybum marianum*, *Carduus spp.*, *Dipsacus sp.*, *Cynara cardunculus*, *Cirsium sp.*; o de cultivos forrajeros como *Schedonorus arundinaceus*, *Phalaris arundinacea* o *Lolium multiflorum* y leñosas como *Gleditsia triacanthos* y *Ligustrum lucidum* (Ghersa et al., 2002).

4.3. Flujo y almacenamiento del agua en las franjas de vegetación ribereñas

El flujo de agua se transmite a través del suelo en las FVR por dos vías diferentes de gran importancia: los microporos y macroporos o zonas de flujo preferencial que incluye los agujeros producidos por raíces, grietas, madrigueras de los animales y paleocauces (Naiman et al., 2005).

La vegetación ribereña es sensible a las diversas fuentes de agua y, se caracteriza por poseer un grupo de especies freatófitas que son aquellas profundamente arraigadas, que obtienen el agua directamente del arroyo o de aguas subterráneas en el acuífero aluvial. Ellas pueden ser freatófitas obligadas las cuales envían raíces por debajo de la franja capilar del agua subterránea, poco profunda o freatófitas facultativas que son las que pueden también sobrevivir en ambientes donde el agua subterránea no está permanentemente disponible (Snyder and Williams, 2000).

El agua secuestrada por la vegetación no retorna instantáneamente a la atmósfera, gran parte de ella se almacena en las raíces y los tallos, siendo el tiempo de almacenamiento función de la especie. El estrato herbáceo, generalmente tiene el mayor contenido de agua, oscilando desde 80 hasta 98 %, con variaciones diarias y estacionales pequeñas (2 a 5%) (Tabacchi, 2000). Los arbustos ribereños en general, tienen un % menor de agua almacenada (55 a 75 %); mientras que, en los árboles suele ser un poco menor, con valores que varían entre 54 a 67 %. Sin embargo, en términos de volumen total del agua almacenada, la mayor parte de ella, se encuentra en los árboles debido a su biomasa total (Naiman et al., 2005).

A menudo, se correlaciona la evapotranspiración (ET) con la radiación solar y la temperatura media del aire, aunque también, la relación varía estacionalmente en respuesta a la fenología de las hojas. La mayor parte de la ET, 90 %, se asocia con los estratos arbóreos y herbáceos dado que el estrato arbustivo contribuye muy poco

(Tabacchi et al., 2000). A lo largo del Río Bravo en Nuevo México, la ET puede superar los 110 cm año^{-1} en *Tamarix* y *Populus* (Dahm, 2002). A lo largo del río San Pedro en Arizona, *Populus* posee valores de ET de 127 cm año^{-1} , seguido de cerca por *Salix* con 120 cm año^{-1} en tanto, un estrato denso herbáceo arroja valores de 95 cm año^{-1} (Scott et al., 2000). A lo largo del río Morava en la República Checa, la vegetación herbácea fue responsable del 3% ET potencial, los arbustos del 9 % y los árboles del 88 % (Penka et al., 1991).

En el oeste de Arizona, *Populus fremontii* y *Salix gooddingii*, utilizan las aguas subterráneas durante toda la temporada de crecimiento en todos los arroyos permanentes y efímeros, independientemente de sus profundidades aunque, las respuestas de los árboles a las precipitaciones no han sido evaluadas (Bush et al., 1992).

En el sudeste de Arizona, a lo largo del río San Pedro, los árboles tienen la oportunidad de utilizar varias fuentes de agua, dependiendo de su ubicación en relación al cauce (Snyder and Williams, 2000). Por ejemplo, *Salix gooddingii*, una especie obligada de humedales, no toma el agua de las capas superiores del suelo durante el período de lluvias de verano sino que sólo utiliza las aguas subterráneas, incluso en los lugares donde su profundidad supera los 4 metros.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Sitio de estudio

1.1. Ubicación geográfica

Este trabajo se llevó a cabo en los partidos de Tres Arroyos y Balcarce, en el sur y sudeste de la provincia de Buenos Aires, respectivamente, como puede verse en la Figura 4.

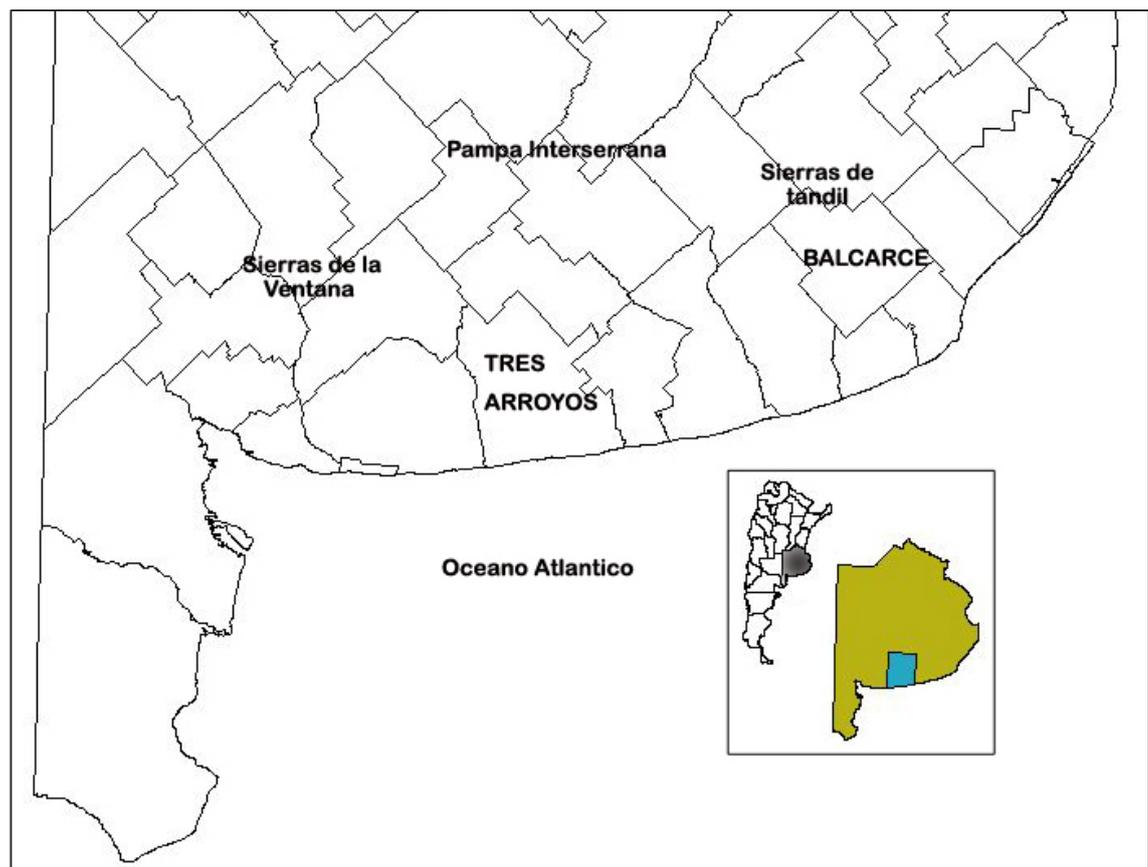


Figura 4. Ubicación del área de estudio en Tres Arroyos y Balcarce a nivel regional, provincial y nacional (adaptado Carbone et al., 2003).

1.2. Características geomorfológicas, edáficas y climáticas

La región está cubierta por una secuencia de loess y arenas depositadas durante el Terciario y Cuaternario, respectivamente, que se encuentran sobre un antiguo basamento cristalino integrado por rocas ígneas y metamórficas. Estas capas, incluyen material volcánico transportado desde la Cordillera de los Andes; la última capa, es conocida como sedimentos postpampeanos. Se formaron así, estas planicies de acumulación que poseen la particularidad de tener acuíferos subterráneos, entre sus pisos geológicos (Andrade, 1986). La red hidrográfica es el resultado de procesos ocurridos en estas etapas geológicas (Vilches, 2005).

Los arroyos de la provincia de Buenos Aires se caracterizan principalmente por presentar una baja velocidad de corriente, nacen en depresiones someras y son alimentados principalmente por aguas subterráneas. Generalmente, los lechos de los mismos se caracterizan por tener sedimentos finos sobre un fondo de tosca (Giorgi et al., 2005).

Una gran parte de la pradera pampeana está expuesta a anegamientos permanentes o cíclicos. Existen suelos aptos para la agricultura y ganadería, aunque esta aptitud declina acompañando un gradiente de isoyetas anuales que varía entre 1.000 mm. al noreste y 400 mm. al sudoeste (Viglizzo et al., 1997). Las temperaturas medias oscilan entre 14 y 20 °C (Papadakis, 1980).

1.3. Características hidrológicas

Los arroyos pampeanos se encuentran dentro de la región de los tributarios del Océano Atlántico (Frenquelli, 1956) que se caracterizan por poseer cauces muy poco profundos en la cuenca alta y media, para formar riberas de mayor pendiente en la cuenca baja, cerca de la desembocadura (Feijoó and Lombardo, 2007).

Se han diferenciado dos áreas características a partir de un eje hipotético marcado por la orientación del sistema serrano de Tandilia (sierras septentrionales bonaerenses), que sirve de divisoria de aguas principal:

- Vertiente nororiental: correspondiente a los sistemas fluviales tributarios del sector litoral desde la bahía de Samborombón hasta la laguna Mar Chiquita.
- Vertiente sudoccidental: correspondiente a los sistemas fluviales que desembocan en el Océano Atlántico al Sur de Punta Mogotes.

Los cursos de agua pertenecientes a la vertiente nororiental poseen en general un patrón de drenaje dendrítico en sus cabeceras para transformarse, una vez ingresados a la llanura, rápidamente en meandriformes. A esta vertiente pertenecen los arroyos: El Crespo, Del Junco y Dulce (Figura 5).

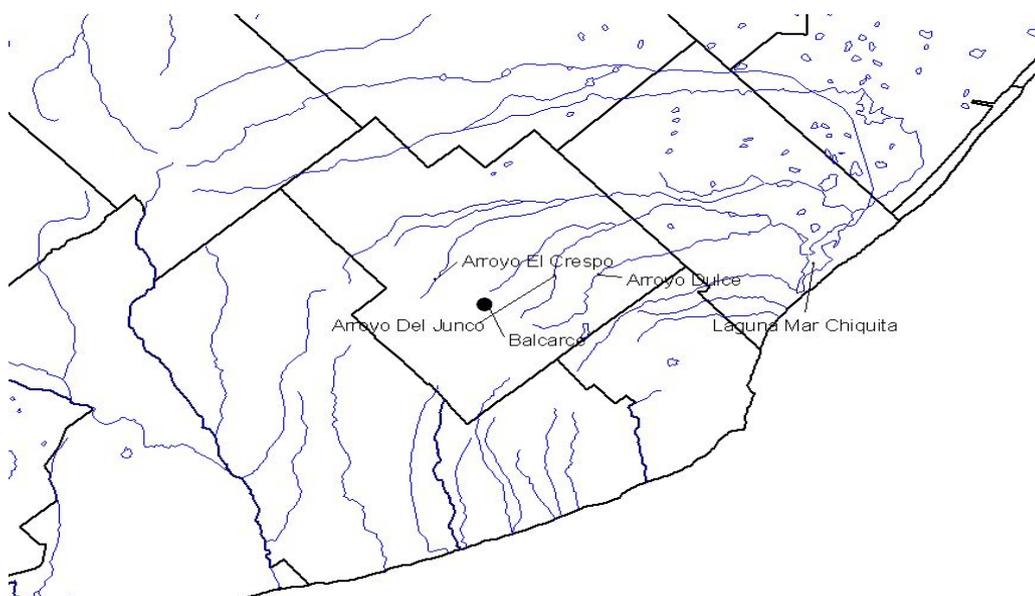


Figura 5. Ubicación de los arroyos estudiados en el partido de Balcarce.

Por su parte, los cursos de la vertiente sudoccidental siguen en general un rumbo norte-sur y su patrón de drenaje es en general dendrítico. A esta vertiente pertenecen los arroyos: Orellano (1º brazo), Del Medio (2º brazo) y Seco (3º brazo), afluentes del Claromecó que desemboca en el Mar Argentino (Figura 6) (Inventario Recursos Naturales, 2003).

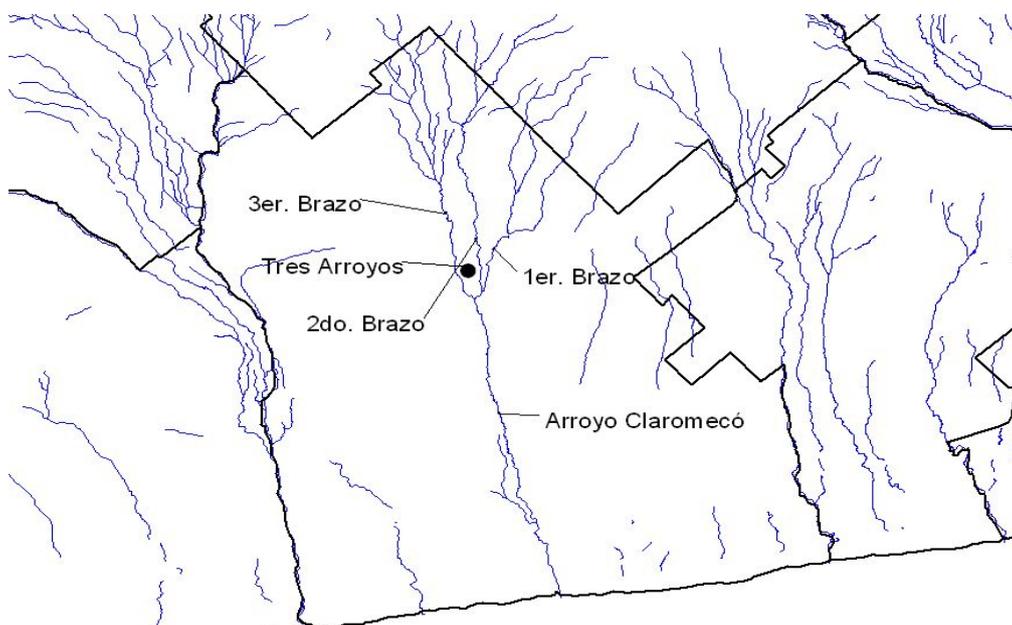


Figura 6. Ubicación de los arroyos estudiados en el partido de Tres Arroyos.

1.4. Características de la vegetación

La vegetación nativa de las Pampas es el pastizal templado, adaptado a la ocurrencia de incendios en verano y heladas en invierno, con un solo estrato herbáceo, originalmente dominado por la familia Poaceae, entre las que predominaron los géneros *Jarava*, *Nassella* (antes *Stipa*), *Poa*, *Piptochaetium*, *Bromus*, *Briza*, *Setaria*, *Melica*, *Poa*, *Paspalum*, *Eragrostis* y *Aristida* (Cabrera, 1971). La riqueza florística era muy importante, habiéndose reportado unas mil especies de plantas vasculares (León, 1991).

La mayor parte de la zona originalmente ocupada por pastizales naturales ha sido muy transformada, fundamentalmente por la agricultura, que ha originado un incremento de erosión en los suelos, la intensificación en el uso de agroquímicos y la urbanización (Bertonatti and Corcuera, 2000; Kufner et al., 1998). Esto a su vez, ha llevado a la desaparición casi completa de las comunidades vegetales originarias

(Burkart et al., 1991; Cabrera, 1971; León et al., 1984; Lewis et al., 1985; Soriano, 1992).

Los árboles y arbustos estaban prácticamente ausentes en las Pampas y sólo formaban un componente menor de la vegetación (Darwin, [1898] 1967; Spegazzini, 1896), hasta que su introducción a principios del siglo XIX, produjo una de las mayores transformaciones del paisaje pampeano. La explicación de esta falta de árboles nativos en las Pampas ha sido objeto de debate entre los científicos, que van desde aquellos que consideran los pastizales como una respuesta de las comunidades vegetales a los asentamientos humanos prehispánicos a teorías basadas en las precipitaciones, las condiciones edáficas, la competencia ejercida por este estrato herbáceo y los incendios naturales que se producían (Parodi, 1942). Estudios más recientes confirman la importancia de la interferencia de la vegetación herbácea sobre la germinación y el establecimiento de plantas leñosas y el rol de la presión de propágulos y disturbios para el éxito de los invasores (Facelli and León, 1986; Mazia et al., 2001; Zalba et al., 2000). Los únicos árboles nativos presentes en el interior de la Pampa antes de la colonización europea fueron el ombú (*Phytolacca dioica*), que se encontraba disperso en los pastizales y el sauce criollo (*Salix humboldtiana*), que se limitaba a las zonas ribereñas (Hudson [1918] 1963).

Los hábitats ribereños, donde originalmente *Salix humboldtiana* fue el único árbol de las especies presentes, han sido objeto de un intenso proceso de colonización por especies exóticas, a tal punto que las poblaciones de estas especies de sauce se han convertido en relictuales (Zalba and Villamil, 2002). Situaciones similares se han registrado en los cordones montañosos del sur de Córdoba (Bianco et al., 1987) como así también en la porción noreste de las Pampas (Ghera and León, 1999). Actualmente, en la región de estudio, *Salix humboldtiana* se encuentra prácticamente reemplazada por la exótica *Salix fragilis*, la que predomina en forma de parches a lo largo de las riberas de los principales arroyos (Villamil, 2008).

2. Relevamientos florísticos en las franjas de vegetación ribereña

Los relevamientos florísticos se realizaron entre octubre y diciembre de 2008 y 2009, cuando florece la mayor parte de las especies, a fin de facilitar la identificación taxonómica. Los sitios de muestreo fueron seleccionados a lo largo de 7 arroyos: Dulce (14 sitios), Del Junco (12 sitios) y El Crespo (10 sitios), en el partido de Balcarce y, Orellano (6 sitios), Del Medio (6 sitios), Seco (7 sitios) y Claromecó (10 sitios), en el partido de Tres Arroyos (Fig. 7).



Figura 7. Ubicación de los sitios de muestreo en los partidos de Tres Arroyos y Balcarce. Los números indican los sitios de muestreo.

La georreferenciación de todos los sitios de muestreo se realizó utilizando un GPS marca Garmin modelo E-trex, tomando las coordenadas geográficas que pueden verse en el apéndice I.

En cada sitio de muestreo se delimitaron parcelas procurando representar situaciones muy poco disturbadas como otras con claros síntomas de degradación, en términos de invasión de malezas, compactación del suelo por uso ganadero, pérdida de cobertura vegetal y/o acumulaciones de tierra proveniente de las canalizaciones. Se realizaron 65 censos florísticos sobre parcelas cuadradas de un metro de lado. Los nombres científicos de las especies fueron actualizados siguiendo el catálogo del Instituto de Botánica Darwinion (2010).

Las especies relevadas se clasificaron en cada uno de los sitios evaluados, en diferentes grupos funcionales: gramínoideas anuales: integrado por las familias Poaceae y Ciperaceae, gramínoideas perennes: también integrado por las familias Poaceae y Ciperaceae, dicotiledóneas herbáceas anuales, dicotiledóneas herbáceas perennes, arbustos y árboles.

3. Caracterización de la biomasa en las franjas de vegetación ribereña

Luego de los relevamientos florísticos, se cortó la vegetación al ras del suelo y se cosechó toda la biomasa aérea en cada parcela. Posteriormente, se recolectó la broza remanente (mantillo). Finalmente, se tomaron 16 muestras, 2 por cada grupo florístico, de la biomasa subterránea de 0 - 20 y 20 - 40 cm. de profundidad, utilizando un muestreador en cuyo interior se colocaban tubos plásticos de 1,5 cm. de radio por 20 cm. de longitud. A fin de expresar el peso seco de la biomasa de raíces por unidad de superficie (g m^{-2}), se calculó el área total de los tubos mediante la fórmula: $\pi \times r^2$.

Las muestras de biomasa aérea y de mantillo fueron procesadas en el laboratorio de Ecología de la Unidad Integrada Balcarce. Para obtener el peso seco de la biomasa aérea y mantillo, se tomó una submuestra que se pesó fresca y luego de 48 horas en estufa a 50°C, previo peso en húmedo de toda la biomasa. Las muestras de biomasa subterránea se procesaron disgregando el suelo y extrayendo manualmente

las raíces visibles con la ayuda de una lupa y una pinza. Las raíces recuperadas fueron llevadas a peso seco en estufa a 50 °C durante 48 horas.

4. Caracterización topográfica de las franjas de vegetación ribereña y uso de las tierras adyacentes

La posición en el relieve y la pendiente de cada parcela fueron estimadas a partir del perfil topográfico perpendicular al arroyo, levantado mediante un nivel óptico. El tipo de uso de las tierras adyacentes a las FVR se relevó visualmente y se clasificó como agrícola, ganadero o borde de camino (banquina).

5. Caracterización física de los suelos en las franjas de vegetación ribereña

Entre el 4 y 9 de marzo de 2009, se procedió a la caracterización de las propiedades físicas de los suelos correspondientes a 5 de los 8 grupos florísticos seleccionados: SCHAAR (*Schedonorus arundinaceus*); SAFRA / SCHAR (*Salix fragilis* / *Schedonorus arundinaceus*); CARU (*Carex rupicola*); SAFRA / CYDA (*Salix fragilis* / *Cynodon dactylon*) y PAQU (*Paspalum quadrifarium*); en tanto los grupos florísticos restantes: SCHAR / PHAAR (*Schedonorus arundinaceus* / *Phalaris arundinacea*); THIEL / SCHAR (*Thinopyrum elongatum* / *Schedonorus arundinaceus*); BRAU / JUBA (*Bromus auleticus* / *Juncus balticus*) no se relevaron dada su baja representatividad en el área de estudio. Se tomaron muestras en 4 sitios experimentales por cada grupo florístico es decir, en 20 de los 65 sitios relevados.

5.1. Conductividad hidráulica a saturación

Se tomó la K_s para estimar la infiltración básica (Zimmermann and Elsenbeer, 2008; Ferrer et al., 2004; Sobieraj et al., 2004; Wit, 2001) la cual representa como el agua fluye a través de los poros del suelo, cuando estos se encuentran llenos de agua (Sobieraj, 2003).

La capacidad de infiltración de los suelos se caracterizó *"in situ"*, en cada uno de los grupos florísticos reconocidos, según el método del infiltrómetro de anillos concéntricos para obtener los valores de K_s .

El infiltrómetro está constituido por dos cilindros metálicos, unidos entre sí para mantenerlos concéntricos al enterrarlos hasta una profundidad de 10 cm. en el suelo, como puede verse en la Figura 8.

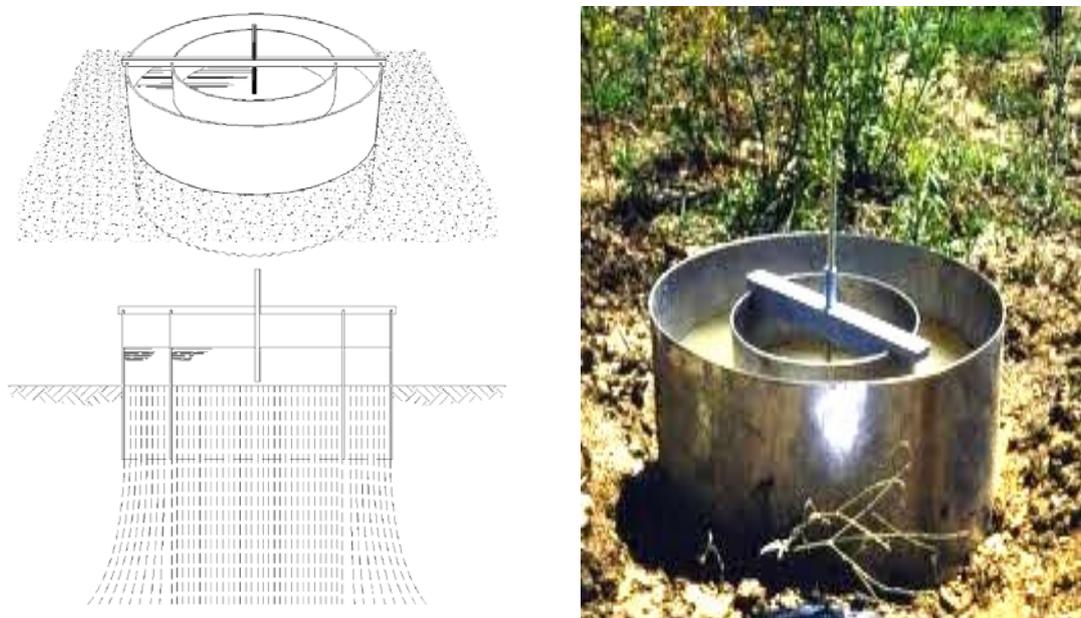


Figura 8. Infiltrómetro de doble anillo (Segerer y Villodas, 2006)

El cilindro interior tiene un diámetro de 22,86 cm. y 23 cm. de alto en tanto, el exterior posee un diámetro de 35,46 cm. y 40 cm. de alto. Sobre el cilindro interno, -el cual tiene una varilla graduada en la misma unidad en posición vertical-, se vierte una

cantidad conocida de agua hasta que la altura de la lámina de agua es de 12 cm.; mientras que en el externo, fue igual o levemente inferior. La función del cilindro exterior es impedir la expansión lateral del agua infiltrada y mantener un flujo unidireccional procedente del cilindro interior.

Las lecturas de infiltración se efectúan en el cilindro interno, donde al cabo de un cierto tiempo que debe ser registrado, la lámina de agua se enrasa con la varilla a 12 cm. y se repite la operación de añadir una cantidad conocida de agua. Midiendo los tiempos que tardan en infiltrar estos volúmenes de agua se calcula la capacidad de infiltración y su variación en función del tiempo. Las lecturas se hicieron con intervalos de tiempo, los cuales se fueron acumulando hasta alcanzar una velocidad constante de entrada de agua en el suelo. En base a trabajos previos (Green and Ampt, 1911; Cabria, 1996; Fuente, 1997) se asume que la infiltración final, obtenida a los 120 minutos no difiere significativamente de la K_s ; por lo tanto, las lecturas se extendieron por períodos no menores a 120 minutos.

Las determinaciones de K_s se realizaron entre los días 2 y 11 de diciembre de 2009, con tres repeticiones por cada grupo florístico a fin de reducir la variabilidad.

5.2. Densidad aparente

La densidad aparente se determinó por el método del cilindro (Blake and Hartge, 1986), utilizando un muestreador manual (Eijkelkamp, Equipment Soil Res. B. V., Giesbeek) provisto de cilindros de acero inoxidable de 5 cm. de diámetro y 5 cm. de altura. Se tomaron muestras de suelo de 0 a 5, 5 a 10 y 10 a 15 cm. de profundidad que fueron secadas en estufa durante 48 horas a 105°C, en el laboratorio de calidad de granos de la Chacra Experimental Integrada Barrow. La fórmula de cálculo utilizada fue:

$$\delta_a = \frac{(PSH - t) - (PSS - t)}{(VC)}$$

Donde: δ_a : Se expresa en g cm^{-3}

PSH: peso de suelo húmedo (g)

PSS: peso de suelo seco (g)

t: tara del cilindro (g)

VC: volumen del cilindro (cm^3).

5.3. Profundidad del suelo

Se efectuaron 4 mediciones en cada uno de los cinco grupos florísticos seleccionados en cada sitio. Se utilizó una varilla de acero graduada de 1 m. que se introdujo en cada esquinero del cuadrado marcado para realizar las mediciones. Los valores obtenidos en cada cuadrado se promediaron.

5.4. Textura del suelo

Se tomaron 4 muestras de suelo por cada grupo florístico determinado, utilizando un muestreador de 10 cm. de profundidad por 2,5 cm. de diámetro. Luego de destruir la materia orgánica vía oxidación con agua oxigenada y dispersar el suelo con hexametáfosfato de sodio, se determinaron los porcentajes relativos de arcilla, limo y arena mediante el método de la pipeta de Robinson (Soil Survey Staff, 1975).

6. Caracterización química de los suelos en las franjas de vegetación ribereña

En 4 sitios por cada uno de los 5 grupos florísticos seleccionados anteriormente, se tomaron muestras de suelos que se procesaron en el laboratorio de suelos de la Unidad Integrada Balcarce. En ellas, se determinaron los contenidos de fósforo, materia orgánica, nitratos, sodio soluble, conductividad eléctrica y pH.

6.1. Fósforo

Se tomaron 4 muestras de suelo por cada grupo florístico determinado, utilizando un muestreador de 10 cm. de profundidad por 2,5 cm. de diámetro.

Se determinó el fósforo extractable en una solución de ácido clorhídrico-fluoruro de amonio, de acuerdo al método de Bray and Kurtz N° 1 (1945).

La concentración de P en el extracto de suelo se calcula indirectamente a través de una curva de calibración que relaciona la densidad óptica en el extracto con la concentración de P en la curva.

6.2. Materia orgánica

Se tomaron 4 muestras de suelo por cada grupo florístico determinado, utilizando un muestreador de 10 cm. de profundidad por 2,5 cm. de diámetro.

Se utilizó el método de Walkley and Black (1934) para determinar el contenido de carbono orgánico, mediante su oxidación con dicromato de potasio en presencia de ácido sulfúrico concentrado. Previamente las muestras fueron molidas y tamizadas por una malla de 0,5 mm. Con esta metodología se oxida solo la forma lábil del carbono orgánico, por eso es necesario corregir por un factor de 1.3 para estimar el carbono orgánico total y por 1.72 si se expresa en términos de materia orgánica.

6.3. Nitratos

Se tomaron 4 muestras de suelo por cada grupo florístico determinado, utilizando un muestreador de 10 cm. de profundidad por 2,5 cm. de diámetro.

Se determinó el contenido de nitratos en extractos de suelo de sulfato de potasio usando la técnica colorométrica del ácido fenoldisulfónico (Bremner, 1965).

6.4. Sodio soluble

Se tomaron 4 muestras de suelo por cada grupo florístico determinado, utilizando un muestreador de 10 cm. de profundidad por 2,5 cm. de diámetro.

El sodio soluble se obtiene a partir del extracto de saturación del suelo, y su concentración se determina mediante el fotómetro de llama, entre 589.0 y 589.6 nm de longitud de onda.

6.5. Conductividad eléctrica

Se tomaron 4 muestras de suelo por cada grupo florístico determinado, utilizando un muestreador de 10 cm. de profundidad por 2,5 cm. de diámetro.

Se determinó la CE mediante un conductímetro, usando el extracto de suelo de la pasta saturada.

6.6. pH

Se tomaron 4 muestras de suelo por cada grupo florístico determinado, utilizando un muestreador de 10 cm. de profundidad por 2,5 cm. de diámetro.

Las mediciones de pH se realizaron con un peachímetro (Orion Expandable Ion Analyzer EA 940), en una suspensión de suelo con una relación suelo:agua de 1:2,5.

7. Diseño experimental y análisis estadístico de los datos

Los sistemas de clasificación de la vegetación son construcciones intelectuales donde las especies con similares atributos se agrupan para satisfacer los fines del clasificador. Las clasificaciones han sido desarrolladas para asignar segmentos fluviales y zonas ribereñas en clases dentro de atributos que son relativamente homogéneos. Por lo tanto, proporcionan un marco para la investigación y el desarrollo de estrategias específicas de gestión y programas de supervisión (e.g. Collier and McColl, 1992; Rosgen, 1994; Omernik, 1995; Seelbach et al., 1997; Montgomery, 1999).

Las principales asociaciones florísticas fueron determinadas mediante técnicas fitosociológicas y análisis de agrupamientos, teniendo en cuenta los % de cobertura específica por parcela. Los valores de cobertura del suelo fueron estimados en forma subjetiva usando el método descrito por Mueller-Dombois and Ellenberg (1974), excepto para los estratos arbustivo y arbóreo, en los cuales se aplicó una escala de menor resolución (0 – 0,5).

Para realizar el análisis de agrupamientos, las especies relevadas se agruparon en las filas de una planilla de cálculo en tanto que, las parcelas se colocaron en las columnas. No se consideraron las especies con menos del 5% de constancia (porcentaje de presencia de la especie en el total de relevamientos) lo cual se recomienda cuando hay muchas especies con baja presencia, aleatorias y poco correlacionadas con el resto, que pueden dificultar la identificación de asociaciones. Se usaron distancias euclidianas y un procedimiento jerárquico (método de Ward, 1963).

Las variables de la vegetación, físico-químicas y topográficas del suelo correspondientes a las principales asociaciones florísticas fueron analizadas mediante un ANOVA, para un diseño completamente aleatorizado y desbalanceado. Todas las variables contaron al menos con 4 repeticiones por asociación florística para los distintos atributos edáficos analizados, excepto para K_s que contó con 3 determinaciones independientes. Las variables cuyos ANOVA indicaron diferencias significativas a un nivel de probabilidad del 5% fueron sujetas a un análisis de comparaciones múltiples mediante el test de Tukey. Análisis de correlación fueron realizados para determinar la relación entre K_s y las variables: biomasa de raíces, densidad del suelo en el estrato medio, pH del suelo, sodio soluble, conductividad eléctrica, nitratos, pendiente en la parcela, biomasa de mantillo, fósforo, pendiente general, biomasa aérea, materia orgánica y arena.

Finalmente, se ajustaron modelos de regresión lineal simple y múltiple para explicar la variación en K_s en función de los distintos atributos de biomasa, físico-químicos y topográficos del suelo. Se efectuaron análisis de regresión lineal con variables biológicas, fisicoquímicas y topográficas, contrastándolas en los sitios en que hay valores disponibles de conductividad hidráulica a saturación (K_s), tanto en sitios con presencia de estrato arbóreo como sin el.

A fin de comparar los valores de nitratos y fósforo en suelos de las FVR con el uso de las tierras adyacentes, se relacionó este último como una variable clasificatoria con los valores de fósforo y nitratos en suelo para aquellos sitios en que se dispone de datos completos.

Los análisis estadísticos se realizaron mediante el software Info Stat versión estudiantil 10 (Di Renzo y col., 2010).

RESULTADOS

1. Caracterización de la vegetación ribereña

El 71 % de los sitios relevados se caracterizó por la presencia de un estrato herbáceo, con ausencia de estratos leñosos, el 6 % mostró la presencia de un estrato arbustivo que, también tenía un estrato herbáceo y, el 23 % tenía un estrato arbóreo y, a su vez, un estrato herbáceo.

En los sitios donde se encontró estrato arbóreo se identificaron 4 especies. La más abundante resultó ser el sauce colorado (*Salix fragilis*), una especie introducida al ecosistema que se encontró en los sitios: 15 (arroyo Del Junco), 20, 21, 22 (arroyo Dulce), 24, 25, 27, 29 (arroyo El Crespo) 52, 53, 54 y 55 (arroyo Claromecó); al igual que el tamarisco (*Tamarix ramosissima*) que se encontró en el sitio 42 (arroyo Orellano) y el álamo blanco (*Populus alba*) que se encontró en los sitios 42 (arroyo Orellano) y 46 (arroyo Seco) en tanto, sauce criollo (*Salix humboldtiana*), la única especie arbórea nativa, sólo se encontró un ejemplar en el sitio 65 (arroyo Seco). Estas especies fueron agrupadas según su origen, familia botánica y síndrome fotosintético (Tabla 1).

Tabla 1. Origen, familia (según Instituto de Botánica Darwinion, 2010; Villamil, 2008; Ispizúa, 2008) y vías de fotosíntesis (según Agnusdei, 2010; Paruelo, 2010; Sharkawy, 2010; Sage, 2010) de especies ribereñas arbóreas.

Estrato arbóreo	Origen	Familia	Fotosíntesis
<i>Salix fragilis</i> L.	Adventicia	Salicácea	C ₃
<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	Nativa	Salicácea	C ₃
<i>Tamarix ramosissima</i> Ledeb	Adventicia	Tamaricaceae	C ₃
<i>Populus alba</i> L.	Adventicia	Salicácea	C ₃

En el estrato arbustivo también se encontraron 4 especies: duraznillo blanco (*Cestrum parqui*) en los sitios 5 (arroyo "Del Junco") y 40 (arroyo "Orellano"), retama

amarilla (*Cytisus scoparius*) cerca del sitio 53 sobre el arroyo “Claromecó” en tanto, curro (*Colletia paradoxa*) y chilca (*Baccharis salicifolia*), en el sitio 57 sobre el arroyo “Dulce” (Tabla 2).

Tabla 2. Origen, familia (según Instituto de Botánica Darwinion, 2010; Villamil, 2008; Ispizúa, 2008) y vías de fotosíntesis (según Agnusdei, 2010; Paruelo, 2010; Sharkawy, 2010; Sage, 2010) de especies ribereñas arbustivas.

Estrato arbustivo	Origen	Familia	Fotosíntesis
<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Nativa	Asteraceae	C ₃
<i>Cestrum parqui</i> (L'Hér.)	Nativa	Solanaceae	C ₃
<i>Colletia paradoxa</i> (Spreng.) Escal.	Nativa	Rhamnaceae	C ₃
<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link	Adventicia	Fabaceae	C ₃

El estrato herbáceo se encontró presente en la totalidad de los arroyos relevados de Balcarce y Tres Arroyos, con la mayor abundancia, registrándose 47 especies, las cuales fueron agrupadas, al igual que los estratos anteriores, incorporando el ciclo de crecimiento (Tabla 3).

Tabla 3. Origen, familia, ciclo (según Instituto de Botánica Darwinion, 2010; Villamil, 2008; Ispizúa, 2008) y vías de fotosíntesis (según Agnusdei, 2010; Paruelo, 2010; Sharkawy, 2010; Sage, 2010) de especies ribereñas herbáceas.

Estrato herbáceo	Origen	Familia	Ciclo	Fotosíntesis
<i>Amaranthus albus</i> L.	Adventicia	Amaranthaceae	Anual	C ₄
<i>Amelichloa ambigua</i> (Speg.) Arriaga & Barkworth	Cosmopolita	Poaceae	Perenne	C ₄
<i>Ammi majus</i> L.	Adventicia	Apiaceae	Anual	C ₃
<i>Bromus auleticus</i> Trin. ex Nees	Nativa	Poaceae	Perenne	C ₃
<i>Carduus acanthoides</i> L.	Adventicia	Asteraceae	Anual	C ₃
<i>Carex rupicola</i> (Pedersen) G. A. Wheeler	Cosmopolita	Cyperaceae	Perenne	C ₃
<i>Centaurea calcitrapa</i> L.	Adventicia	Asteraceae	Anual	C ₃
<i>Chenopodium album</i> L.	Adventicia	Chenopodiaceae	Anual	C ₃
<i>Conium maculatum</i> L.	Adventicia	Apiaceae	Anual	C ₃
<i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Schult. f.) Asch. & Graebn.	Nativa	Poaceae	Perenne	C ₃
<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.	Adventicia	Asteraceae	Anual	C ₃
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Adventicia	Poaceae	Perenne	C ₄
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Adventicia	Poaceae	Perenne	C ₃
<i>Dipsacus sativus</i> (L.) Honck.	Adventicia	Dipsacaceae	Bianual	C ₃
<i>Echinodorus grandiflorus</i> (Cham. & Schldtl.) Micheli	Nativa	Alismataceae	Perenne	C ₃
<i>Eleocharis nudipes</i> (Kunth) Palla	Nativa	Cyperaceae	Perenne	Ambas
<i>Foeniculum vulgare</i> Mill.	Adventicia	Apiaceae	Perenne	C ₃
<i>Holcus lanatus</i> L.	Adventicia	Poaceae	Anual	C ₃
<i>Hordeum stenostachys</i> Godr.	Nativa	Poaceae	Perenne	C ₃
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	Cosmopolita	Apiaceae	Perenne	C ₃
<i>Jarava plumosa</i> (Spreng.) S.W.L. Jacobs & J. Everett	Nativa	Poaceae	Perenne	C ₃
<i>Juncus balticus</i> Willd.	Nativa	Juncaceae	Perenne	C ₃
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	Adventicia	Poaceae	Anual	C ₃
<i>Lotus glaber</i> Mill.	Adventicia	Fabaceae	Perenne	C ₃
<i>Marrubium vulgare</i> L.	Adventicia	Lamiaceae	Perenne	C ₃
<i>Matricaria matricarioides</i> (Less.) Porter	Adventicia	Asteraceae	Anual	C ₃
<i>Medicago arabica</i> (L.) Huds.	Adventicia	Fabaceae	Anual	C ₃
<i>Medicago sativa</i> L.	Adventicia	Fabaceae	Perenne	C ₃
<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Lam.	Adventicia	Fabaceae	Anual	C ₃
<i>Mentha spicata</i> L.	Adventicia	Lamiaceae	Perenne	C ₃
<i>Nassella melanosperma</i> (J. Presl) Barkworth	Nativa	Poaceae	Perenne	C ₃
<i>Paspalum quadrifarium</i> Lam.	Nativa	Poaceae	Perenne	C ₄
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Adventicia	Poaceae	Perenne	C ₃
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	Nativa	Poaceae	Perenne	C ₃
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Adventicia	Plantaginaceae	Perenne	C ₃
<i>Polycarpon tetraphyllum</i> (L.) L.	Adventicia	Caryophyllaceae	Anual	C ₄
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	Nativa	Ranunculaceae	Anual	C ₃
<i>Rapistrum rugosum</i> (L.) All.	Adventicia	Brassicaceae	Anual	C ₃
<i>Rumex pulcher</i> L.	Adventicia	Polygonaceae	Perenne	C ₃
<i>Salpichroa origanifolia</i> (Lam.) Baill.	Nativa	Solanaceae	Perenne	C ₃
<i>Schedonorus arundinaceus</i> (Schreb.) Dumort	Adventicia	Poaceae	Perenne	C ₃
<i>Senecio bonariensis</i> Hook. & Arn.	Nativa	Asteraceae	Perenne	C ₃
<i>Taraxacum officinale</i> G. Weber ex F. H. Wigg	Adventicia	Asteraceae	Perenne	C ₃
<i>Thinopyrum elongatum</i> (L.) Gaertn.	Adventicia	Poaceae	Perenne	C ₃
<i>Trifolium repens</i> L.	Adventicia	Fabaceae	Perenne	C ₃
<i>Triglochin striata</i> Ruiz & Pav.	Cosmopolita	Juncaginaceae	Perenne	C ₃
<i>Typha latifolia</i> L.	Cosmopolita	Typhaceae	Perenne	C ₃

De las 47 especies encontradas en el estrato herbáceo, el 28 % son nativas, el 32 % pertenecen a la familia Poaceae, el 64 % son de hábito de crecimiento perenne y el 89 % son C₃.

Tabla 5. Composición de los grupos florísticos. Se presentan valores de cobertura para las especies del estrato herbáceo y algunas del arbustivo, en tanto que para las especies del estrato arbóreo y otras arbustivas, sólo se consigna su presencia (P).

Grupo florístico	Tipo de comunidad	Cobertura (%)	Grupo florístico	Tipo de comunidad	Cobertura (%)
1	Schedonorus arundinaceus	74,0	2	Salix fragilis	P
	<i>Thinopyrum elongatum</i>	4,0		Schedonorus arundinaceus	80,0
	<i>Dipsacus sativus</i>	3,0		<i>Conium maculatum</i>	5,0
	<i>Phalaris arundinacea</i>	3,0		<i>Dactylis glomerata</i>	4,0
	<i>Lotus glaber</i>	2,5		<i>Hydrocotile bonariensis</i>	2,5
	<i>Senecio bonariensis</i>	2,0		<i>Lotus glaber</i>	2,5
	<i>Rumex pulcher</i>	2,0		<i>Eleocharis nudipes</i>	2,5
	<i>Typha latifolia</i>	2,0		<i>Bromus auleticus</i>	2,5
	<i>Chenopodium album</i>	1,5		<i>Lolium multiflorum</i>	1,0
	<i>Hydrocotile bonariensis</i>	1,5			
	<i>Cestrum parqui</i>	1,0			
	<i>Dactylis glomerata</i>	1,0			
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,0			
	<i>Melilotus officinalis</i>	1,0			
<i>Lolium multiflorum</i>	0,5				
3	Schedonorus arundinaceus	32,0	4	Thinopyrum elongatum	43,0
	Phalaris arundinacea	32,0		Schedonorus arundinaceus	37,0
	<i>Conium maculatum</i>	1,0		<i>Juncus balticus</i>	7,0
	<i>Dipsacus sativus</i>	7,0		<i>Rumex pulcher</i>	3,5
	<i>Rumex pulcher</i>	7,0		<i>Ranunculus trichophyllus</i>	3,5
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,0		<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	3,0
	<i>Lotus glaber</i>	3,0		<i>Phragmites australis</i>	3,0
	<i>Senecio bonariensis</i>	3,0			
	<i>Chenopodium album</i>	1,0			
	<i>Marrubium vulgare</i>	3,0			
	<i>Triglochin striata</i>	7,0			
	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	3,0			
5	Bromus auleticus	45,0	6	Carex rupicola	72,0
	Juncus balticus	19,0		<i>Lotus glaber</i>	6,0
	<i>Matricaria matricarioides</i>	12,0		<i>Juncus balticus</i>	4,0
	<i>Cestrum parqui</i>	5,0		<i>Bromus auleticus</i>	4,0
	<i>Dactylis glomerata</i>	5,0		<i>Hydrocotile bonariensis</i>	4,0
	<i>Hydrocotile bonariensis</i>	4,0		<i>Medicago arabica</i>	4,0
	<i>Dipsacus sativus</i>	2,0		<i>Senecio bonariensis</i>	4,0
	<i>Schedonorus arundinaceus</i>	2,0		<i>Taraxacum officinale</i>	2,0
	<i>Medicago arabica</i>	2,0		<i>Schedonorus arundinaceus</i>	2,0
	<i>Amaranthus albus</i>	2,0			
	<i>Taraxacum officinale</i>	2,0			
7	Salix fragilis	P	8	Paspalum quadrifarium	97,0
	Cynodon dactylon	94,0		<i>Colletia paradoxa</i>	P
	<i>Cytisus scoparius</i>	P		<i>Baccharis salicifolia</i>	P
	<i>Schedonorus arundinaceus</i>	4,0		<i>Thinopyrum elongatum</i>	2,0
	<i>Foeniculum vulgare</i>	2,0		<i>Salpichroa organifolia</i>	1,0

La denominación de la asociación de plantas o grupo florístico sigue el sistema de uso frecuente, de un binomio compuesto por la especie dominante separada de la especie que le sigue en abundancia por una barra (/). Por ejemplo, la asociación *Salix fragilis* / *Schedonorus arundinaceus*. En algunas comunidades clímax que tienen un único estrato de vegetación, con muy alta dominancia de una única especie, se considera que ésta es la más representativa y se hace caso omiso de las otras especies, tal el caso de *Paspalum quadrifarium*, *Schedonus arundinaceus* y *Carex rupícola*.

Con las especies presentes clasificadas según el grupo florístico al que pertenecen, se realizó un ANOVA con el fin de comparar la abundancia de cada grupo funcional, con excepción del grupo árboles y arbustos, asignándose cada grupo funcional como un tratamiento, siendo la unidad experimental la parcela (Tabla 6). Se efectuó el análisis de comparaciones múltiples (Test de Tukey) para establecer diferencias significativas. Las unidades experimentales son los grupos florísticos (Tabla 7).

Tabla 6. Análisis de varianza de grupos funcionales por grupo florístico.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	g l	Cuadrados medios	F	p
Graminoides perennes	0,303	7	0,043	2,865	0,019*
Graminoides anuales	0,001	7	0,000	0,381	0,907
Dicotiledóneas perennes	0,082	7	0,012	1,555	0,185
Dicotiledóneas anuales	0,108	7	0,015	1,737	0,135

* P<0.05

De los 8 grupos florísticos, solo 2 tenían presencia de arbustos y 5 de un estrato arbóreo.

Tabla 7. Valores de cobertura de cada grupo funcional en cada uno de los grupos florísticos.

Grupos florísticos	n	Graminoides perennes (%)	Graminoides anuales (%)	Dicotiledóneas perennes (%)	Dicotiledóneas anuales (%)	Arbustos (%)	Arboles (%)
SCHAR	10	83,00 (0,05) (b)	1,00 (0,01) (a)	8,00 (0,04) (a)	8,00 (0,03) (a)	25,0	50,0
SAFRA / SCHAR	4	92,50 (0,05) (b)	0 (0) (a)	2,50 (0,03) (a)	5,00 (0,05) (a)	0	50
SCHAR / PHAAR	4	73,00 (0,03) (b)	0 (0) (a)	14,00 (0,07) (a)	13,00 (0,09) (a)	0	50
THIEL / SCHAR	4	90,00 (0,1) (b)	0 (0) (a)	3,00 (0,03) (a)	7,00 (0,07) (a)	0	0
BRAU / JUBA	5	75,00 (0,07) (b)	0 (0) (a)	9,00 (0,05) (a)	16,0 (0,07) (a)	25,0	0
CARU	5	88,00 (0,06) (b)	0 (0) (a)	8,00 (0,04) (a)	4,00 (0,02) (a)	0	50
SAFRA / CYDA	5	98,00 (0,02) (b)	0 (0) (a)	2,00 (0) (a)	0 (0,02) (a)	0	50
PAQU	5	99,00 (0,01) (b)	0 (0) (a)	1,00 (0,01) (a)	0 (0) (a)	0	0

Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar.

Dentro de cada columna, valores seguido de letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) en grupo funcional entre grupo florístico.

SCHAR: *Schedonorus arundinaceus*

SAFRA / SCHAR: *Salix fragilis* / *Schedonorus arundinaceus*

SCHAR / PHAAR: *Schedonorus arundinaceus* / *Phalaris arundinacea*

THIEL / SCHAR: *Thinopyrum elongatum* / *Schedonorus arundinaceus*

BRAU / JUBA: *Bromus auleticus* / *Juncus balticus*

CARU: *Carex rupicola*

SAFRA / CYDA: *Salix fragilis* / *Cynodon dactylon*

PAQU: *Paspalum quadrifarium*

En la zona en estudio, se carece de descripciones publicadas sobre la composición y fisonomía de las comunidades vegetales ribereñas prístinas, aquellas presentes antes de la colonización europea, y sobre comunidades ribereñas correspondientes a estados sucesionales estables o climácicos.



Figura 9. Grupo florístico 1: *Schedonorus arundinaceus*. Arroyo "Del Junco".



Figura 10. Grupo florístico 2: *Salix fragilis* / *Schedonorus arundinaceus* en arroyo "Dulce".



Figura 11. Grupo florístico 3: *Schedonorus arundinaceus* / *Phalaris arundinacea* en arroyo "Del Medio".



Figura 12. Grupo florístico 4: *Thinopyrum elongatum* / *Schedonorus arundinaceus* en arroyo "Seco".



Figura 13. Grupo florístico 5: *Bromus auleticus* / *Juncus balticus* en arroyo "Dulce".



Figura 14. Grupo florístico 6: *Carex rupicola* en arroyo "Dulce".



Figura 15. Grupo florístico 7: *Salix fragilis* / *Cynodon dactylon* en arroyo "Claromecó".



Figura 16. Grupo florístico 8: *Paspalum quadrifarium* en arroyo "Dulce".

2. Caracterización de la biomasa y del ambiente físico-químico y topográfico asociado a los grupos florísticos

Los grupos florísticos mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en las propiedades físicas, químicas, topográficas y de biomasa (Tablas 8), con excepción del contenido de macronutrientes (fósforo y nitratos), sodio soluble y la profundidad del suelo. Los grupos florísticos tampoco variaron significativamente ($p > 0.05$) en cuanto a las dimensiones de las franjas de vegetación donde fueron descriptos, ni en la pendiente general de la franja ribereña. En la Tabla 9 y Figura 17, se muestran las diferencias entre medias de tratamientos (grupos florísticos).

Tabla 8. Análisis de varianza de la biomasa y atributos físico-químicos y topográficos en los grupos florísticos.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	g l	Cuadrados Medios	F	p
Conductividad hidráulica saturada	1304	7	186,3	31,45	< 0,001*
Biomasa aérea	$9,65 \times 10^6$	7	$1,38 \times 10^6$	8,882	< 0,001*
Biomasa de mantillo	$9,80 \times 10^6$	7	$1,40 \times 10^6$	6,999	< 0,001*
Biomasa de raíces	$1,32 \times 10^5$	7	$1,88 \times 10^4$	4,206	0,002*
Materia orgánica	147,9	4	36,97	6,402	0,003*
Pendiente en parcela relevada	1807	7	258,1	4,337	0,005*
Cobertura del suelo	2088	7	298,3	3,362	0,008*
pH	8,148	4	2,037	5,034	0,009*
Arcilla	620,6	4	155,2	4,562	0,013*
Limo	918,9	4	229,7	4,102	0,019*
Arena	2916	4	728,9	4,512	0,014*
Conductividad eléctrica	6,574	4	1,644	4,337	0,016*
Densidad aparente suelo (5 – 10 cm.)	0,099	7	0,014	3,327	0,017*
Densidad aparente suelo (0 – 5 cm.)	0,097	7	0,014	3,163	0,022*
Densidad aparente suelo (10 – 15 cm.)	0,090	7	0,013	2,833	0,034*
Sodio soluble	506,5	4	126,6	2,203	0,118
Pendiente general franja ribereña	787,0	7	112,4	1,539	0,214
Nitratos	1873	4	468,2	1,437	0,270
Ancho de franja ribereña	1074	7	153,5	1,329	0,270
Fósforo	319,0	4	79,74	1,192	0,355
Profundidad del suelo	1901	7	271,6	1,060	0,419

* $p < 0.05$

Tabla 9. Análisis de comparaciones múltiples de variables de suelo y vegetación entre los grupos florísticos.

Atributos analizados	SCHAR (*)	SAFRA / SCHAR (*)	SCHAR / PHAAR (*)	THIEL / SCHAR (*)	BRAU / JUBA (*)	CARU (*)	SAFRA / CYDA (*)	PAQU (*)
Conductividad hidráulica saturada (mm h ⁻¹)	28,8 (b)	51,5 (e)	30,4 (bc)	25,7 (a)	34,5 (bcde)	37,8 (cde)	31,7 (bcd)	35,2 (cde)
Biomasa aérea (g m ⁻²)	766,194 (bc)	726,036 (bc)	575,375 (bc)	440,092 (ab)	609,844 (bc)	1355,276 (c)	293,036 (a)	1904,680 (c)
Biomasa mantillo (g m ⁻²)	150,740 (a)	568,813 (a)	167,608 (a)	63,346 (a)	315,530 (a)	878,133 (ab)	53,308 (a)	1579,050 (b)
Biomasa raíces (g m ⁻²)	172,432 (ab)	144,926 (ab)	72,013 (ab)	122,009 (ab)	120,287 (ab)	155,663 (ab)	256,939 (b)	45,044 (a)
Materia orgánica (%)	4,0 (a)	3,5 (a)	ND*	ND*	14,1 (b)	8,3 (ab)	5,6 (ab)	6,8 (ab)
Pendiente en la parcela (%)	9,82 (a)	29,05 (b)	16,51 (ab)	14,86 (ab)	15,87 (ab)	4,32 (a)	8,13 (a)	5,96 (a)
Cobertura del suelo (g m ⁻²)	90,5 (a)	95,0 (a)	73,3 (a)	75,0 (a)	95,0 (a)	95,0 (a)	95,0 (a)	95,0 (a)
pH	7,9 (ab)	8,7 (b)	ND*	ND*	ND*	7,3 (a)	8,2 (ab)	6,9 (a)
Contenido arcilla (%)	47,50 (ab)	50,00 (b)	ND*	ND*	ND*	28,30 (ab)	50,95 (b)	22,20 (a)
Contenido arena (%)	38,80 (ab)	35,50 (ab)	ND*	ND*	ND*	47,90 (ab)	33,00 (a)	50,10 (b)
Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹)	1,53 (a)	1,33 (a)	ND*	ND*	ND*	2,20 (b)	2,01 (ab)	1,95 (ab)
Densidad suelo (g cm ⁻³) (5 – 10 cm.)	1,23 (ab)	1,13 (a)	1,18 (ab)	1,35 (b)	1,17 (ab)	1,18 (ab)	1,27 (ab)	1,16 (a)
Contenido limo (%)	13,70 (a)	14,50 (a)	ND*	ND*	ND*	23,8 (ab)	16,05 (a)	27,7 (b)
Densidad suelo (g cm ⁻³) (0 – 5 cm.)	1,22 (ab)	1,13 (a)	1,17 (ab)	1,34 (b)	1,17 (ab)	1,17 (ab)	1,27 (ab)	1,15 (a)
Densidad suelo (g cm ⁻³) (10 – 15 cm.)	1,28 (ab)	1,19 (a)	1,23 (ab)	1,39 (b)	1,21 (ab)	1,21 (ab)	1,30 (ab)	1,19 (a)

ND*: Datos no disponibles

En cada fila, valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas (p<=0.05) entre grupos florísticos.

SCHAR: *Schedonorus arundinaceus*

SAFRA / SCHAR: *Salix fragilis* / *Schedonorus arundinaceus*

SCHAR / PHAAR: *Schedonorus arundinaceus* / *Phalaris arundinacea*

THIEL / SCHAR: *Thinopyrum elongatum* / *Schedonorus arundinaceus*

BRAU / JUBA: *Bromus auleticus* / *Juncus balticus*

CARU: *Carex rupicola*

SAFRA / CYDA: *Salix fragilis* / *Cynodon dactylon*

PAQU: *Paspalum quadrifarium*

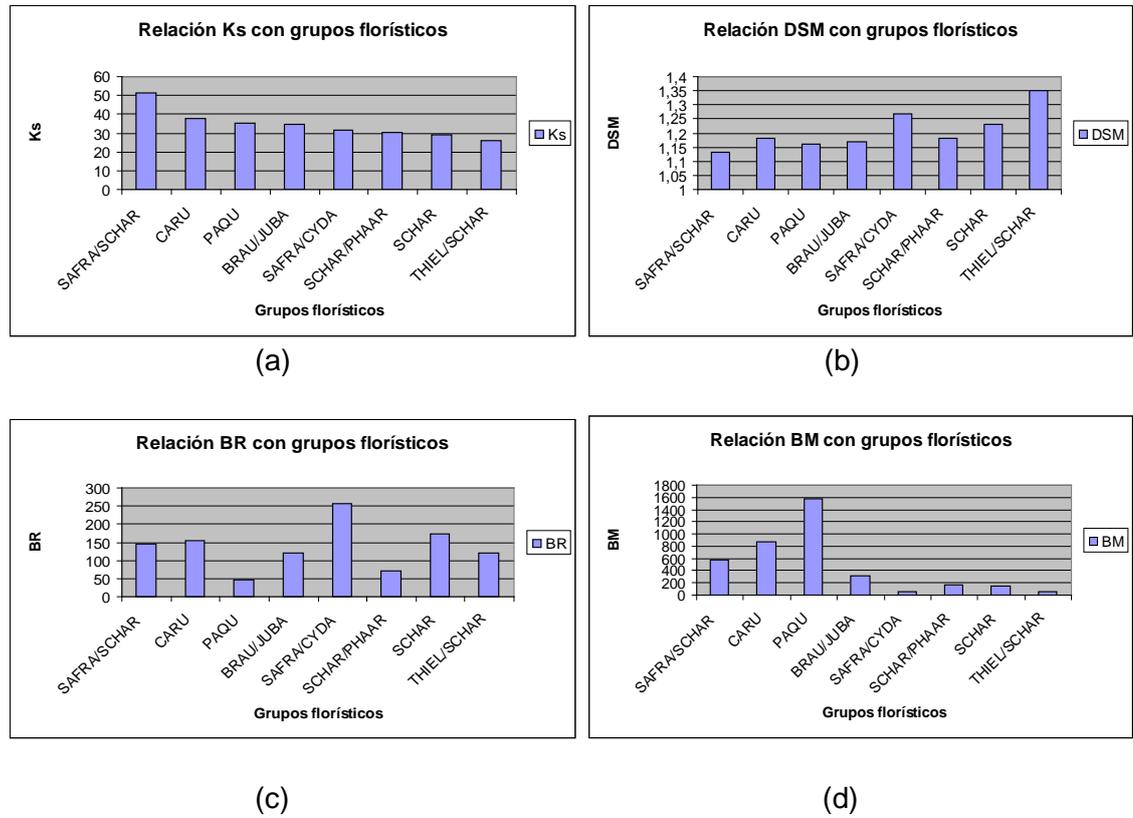


Figura 17. Comparaciones en relación a conductividad hidráulica a saturación (K_s) (a); densidad aparente del suelo en el estrato medio (DSM) (b); biomasa de raíces (BR) (C) y biomasa de mantillo (BM) (d), con los grupos florísticos determinados.

A fin de tipificar los diferentes ambientes ribereños, se analizan los grupos florísticos más contrastantes en lo referente a K_s y la relación con las variables biomasa y físico-químicas que la condicionan.

La asociación *Thinopyrum elongatum* / *Schedonorum arundinaceus* mostró los menores valores de K_s . Esta baja capacidad de infiltración se corresponde con los más bajos valores de biomasa de mantillo en el estrato herbáceo y los más altos valores de densidad del suelo en todas las profundidades (Tabla 9 y Figura 17).

El grupo conformado por *Paspalum quadrifarium* mostró intermedios valores de K_s que se relacionaron con los más altos valores de biomasa aérea y de mantillo y, con los más bajos valores de biomasa de raíces, pH, contenidos de arcilla, pendiente en la parcela de observación y densidad del suelo (Tabla 9 y Figura 17).

El grupo constituido por *Carex rupicola* también, mostró intermedios valores de K_s que se correspondieron con altos valores de biomasa aérea y CE y bajos valores de pH y pendiente en la parcela de observación (Tabla 9 y Figura 17).

Finalmente, la asociación conformada por un estrato arbóreo de *Salix fragilis* y un estrato herbáceo sin degradar de *Schedonorum arundinaceus*, mostró los mayores valores de K_s . Esta alta capacidad de infiltración se correspondió con los más altos valores de pendiente en la parcela de observación, pH y contenido de arcilla y también con los más bajos valores de materia orgánica, CE, densidad del suelo y contenido de limo (Tabla 9 y Figura 17).

En cuanto a la estratificación de las raíces, el 68,72 % (ES= 24,40 y N= 16) de las mismas se encontraron en los primeros 20 cm., siendo esto válido para los 8 grupos florísticos analizados, comunidades con y sin estrato arbóreo.

Considerando los valores de K_s se esquematizan los perfiles representativos correspondientes a los grupos florísticos más contrastantes e intermedio y con sus principales variables. El grupo SAFRA / SCHAR (*Salix fragilis* / *Schedonorum arundinaceus*) presentó los mayores valores de K_s (Figura 18 a) en tanto que, el grupo THIEL / SCHAR (*Thinopyrum elongatum* / *Schedonorus arundinaceus*) mostró los menores valores (Figura 18 b); mientras que PAQU (*Paspalum quadrifarium*) presentó valores intermedios (Figura 18 c).

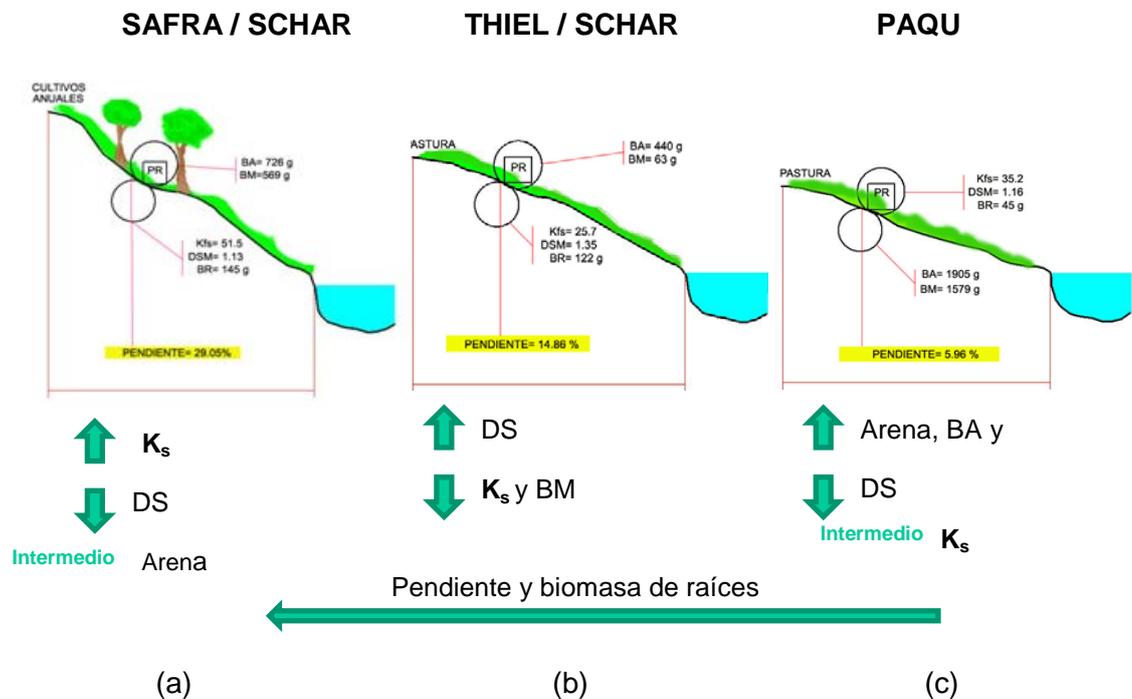


Figura 18. Perfiles representativos de altas, medias y bajas pendientes ribereñas en la parcela de observación en relación a la conductividad hidráulica a saturación (K_s) del grupo florístico SAFRA / SCHAR: *Salix fragilis* / *Schedonorus arundinaceus* (a); THIEL / SCHAR: *Thinopyrum elongatum* / *Schedonorus arundinaceus* (b); y PAQU: *Paspalum quadrifarium* (c). K_s : Conductividad hidráulica a saturación. PR: Parcela de referencia. BA: Biomasa aérea. BM: Biomasa de mantillo. BR: Biomasa de raíces. DS: Densidad aparente del suelo en el estrato medio.

3. Uso de los suelos adyacentes a las franjas de vegetación ribereña

El contenido de fósforo y nitratos en el suelo de las FVR no varió significativamente ($p > 0.05$) con el uso de la tierra inmediatamente adyacente a las mismas (Tablas 10 y 11).

Tabla 10. Valores de fósforo y nitratos en suelos ribereños, según el uso de campos adyacentes.

Uso adyacente del suelo	n	Fósforo (mg P Kg ⁻¹)	Nitratos (mg N-NO ₃ Kg ⁻¹)
Agrícola	7	25,9 (2,43)	28,6 (8,08)
Ganadero	10	22,54 (3,26)	25,09 (4,51)
Banquina	3	22,2 (3,31)	36,5 (11,77)

n: número de observaciones

Entre paréntesis se muestran los valores de error estándar.

Tabla 11. Análisis de varianza de fósforo y nitratos en suelos ribereños, según el uso de campos adyacentes.

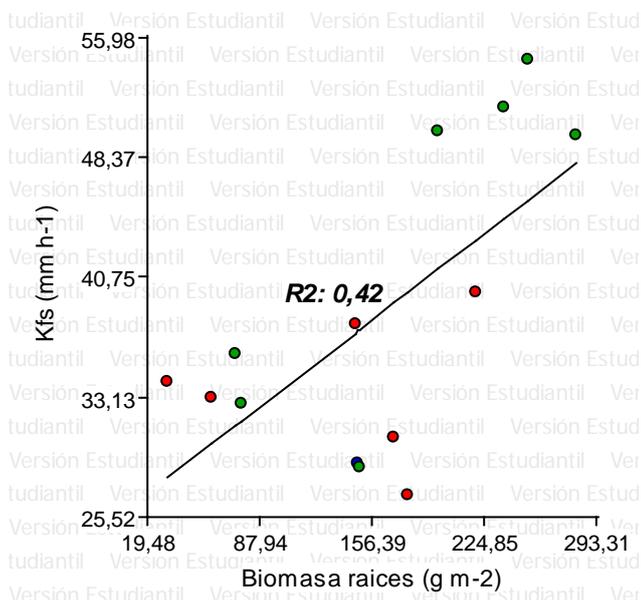
Fuente de variación	Suma de cuadrados	g l	Cuadrado medio	F	p
Fósforo	53,47	2	26,73	0,358	0,704
Nitratos	301,8	2	150,9	0,479	0,628

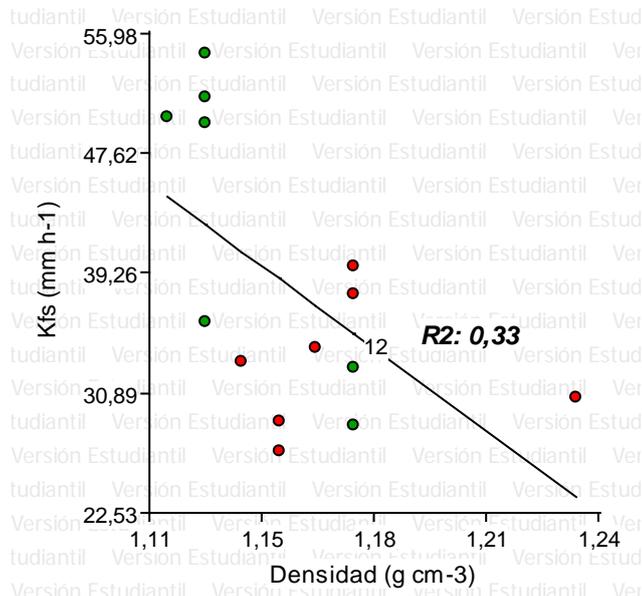
4. Relación entre la conductividad hidráulica saturada y otras variables de biomasa y físico-químicas del suelo

A pesar de la variación en los valores de K_s observada entre los suelos de FVR que incluyen los grupos funcionales con mayor abundancia dentro de los grupos florísticos, no se observaron relaciones significativas ($p > 0.05$) con variables de biomasa, físico-químicas, topográficas y disponibilidad de nutrientes, excepto con la biomasa de raíces y densidad aparente del suelo en el estrato medio (entre 5 y 10 cm) (DSM) (Tabla 12 y Figura 19).

Tabla 12. Niveles de significación (p), coeficientes de determinación (R^2) y ecuaciones lineales correspondientes al análisis de regresión lineal simple entre conductividad hidráulica a saturación (K_s) con variables de la vegetación y suelo. BR: Biomasa de raíces. DSM: Densidad aparente del suelo en el estrato medio. n: números de observaciones.

Variables	n	p	R^2	Ecuación lineal
Biomasa de raíces	14	0,0122*	0,42	$K_s = 25,46 + 0,08.BR$
Densidad aparente suelo	14	0,0318*	0,33	$K_s = 258,55 - 191,03.DSM$
pH suelo	14	0,0901	0,22	
Sodio soluble	14	0,1062	0,20	
Conductividad eléctrica	14	0,1403	0,17	
Nitratos	14	0,1413	0,17	
Pendiente de la parcela	14	0,3093	0,09	
Biomasa de mantillo	14	0,4875	0,04	
Fósforo	14	0,5306	0,03	
Pendiente general	14	0,6847	0,01	
Biomasa aérea	14	0,8489	<0,01	
Materia orgánica	14	0,8598	<0,01	
Arena	14	0,9878	<0,01	





(b)

Figura 19. Relaciones de la conductividad hidráulica a saturación (K_s) en función de: biomasa de raíces (a) y densidad aparente del suelo en el estrato medio (b) incluyendo estratos: arbóreo y herbáceo. Los puntos corresponden al sitio de muestreo, representando el color verde a los sitios con estratos arbóreo y herbáceo en tanto que, en color rojo se representan los sitios que solo poseen estrato herbáceo.

La inclusión de biomasa de raíces y densidad aparente del suelo en el estrato medio (10-15 cm.), como variables predictivas en el análisis de regresión múltiple, permitió incrementar la capacidad explicativa (R^2 : 0,63) de las variaciones observadas en la K_s considerando los suelos de los estratos arbóreo y herbáceo (Tabla 13).

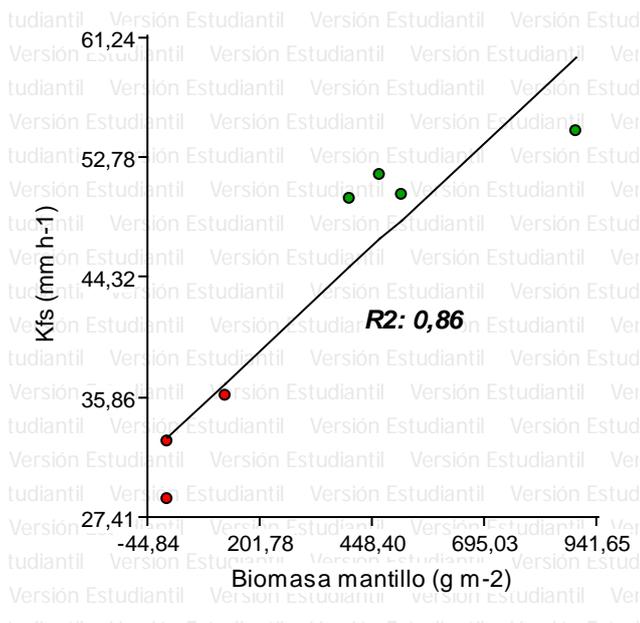
Tabla 13. Análisis de regresión múltiple entre la conductividad hidráulica saturada (K_s) con la biomasa de raíces (BR) y densidad aparente (DSM) del suelo en el estrato medio.

Regresión múltiple	Todos los grupos funcionales
Modelo	$K_s = 206,14 + 0,07.BR - 155,09.DSM$
p	0,0043
R^2	0,63

Por otra parte, la variación en valores de K_s correspondientes a las comunidades vegetales con y sin estrato arbóreo, no parecen guardar las mismas

relaciones con la biomasa de raíces y con la densidad aparente del suelo que las sugeridas para el conjunto de los datos que contemplan ambos estratos (Figura 19).

De acuerdo a los análisis de regresión lineal simple realizados en forma independiente para ambos estratos, la variación en K_s entre las parcelas con presencia de estrato arbóreo se explicó principalmente por la variación en biomasa de mantillo, biomasa de raíces y densidad aparente del suelo en el estrato medio. En tanto que, para las parcelas sin estrato arbóreo esa variación se explicó principalmente a través del contenido de materia orgánica en suelo y de la biomasa de mantillo (Figuras 20 y 21, Tabla 14).



(a)

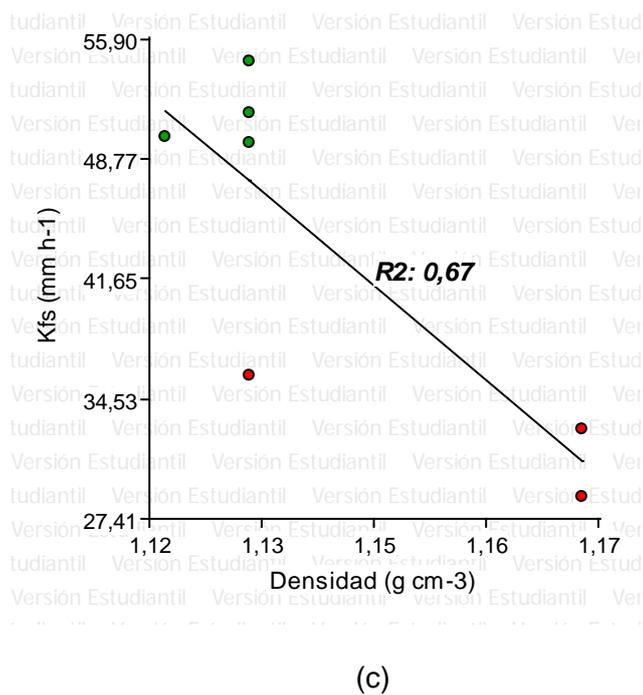
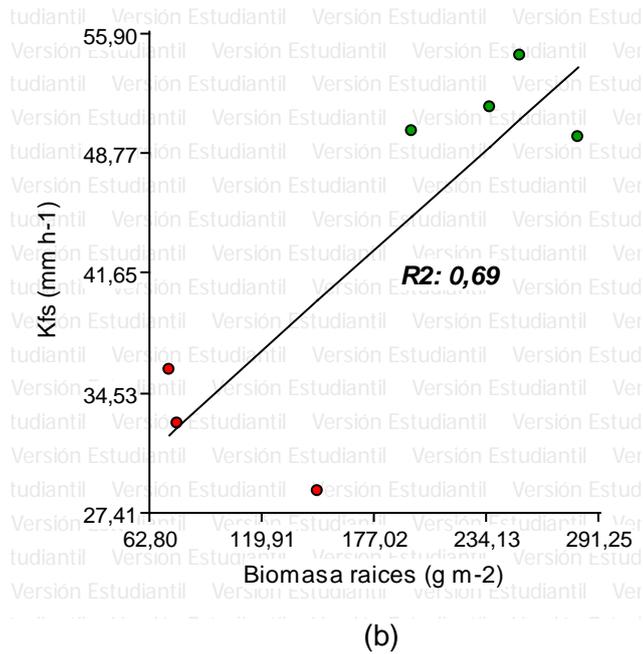
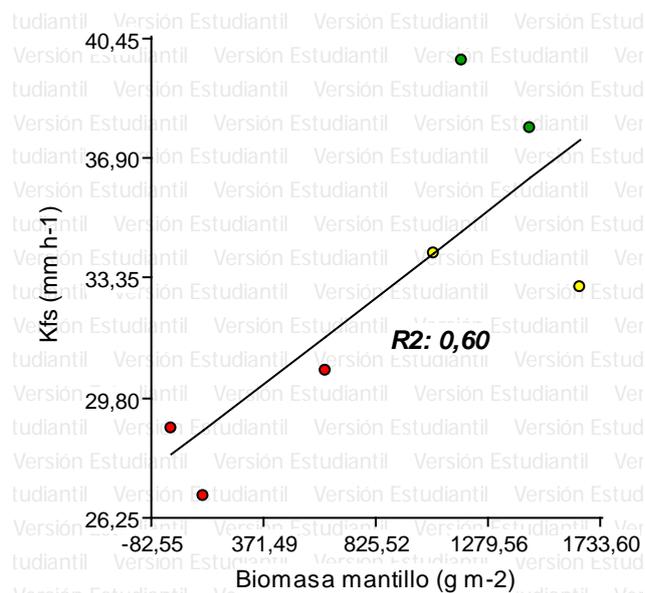


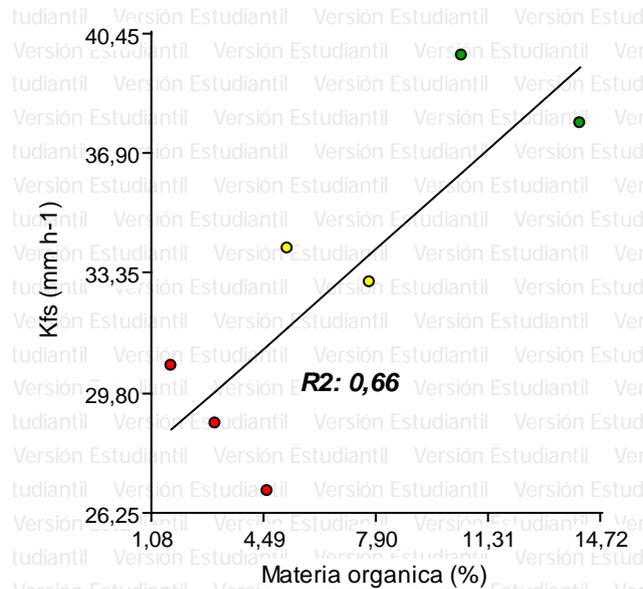
Figura 20. Relaciones de la conductividad hidráulica a saturación (K_s) en función de: biomasa de mantillo (a), biomasa de raíces (b) y densidad aparente del suelo (c) para sitios con presencia de estrato arbóreo. Los puntos corresponden al sitio de muestreo, representando el color verde a los sitios con el grupo florístico *Salix fragilis* / *Schedonorum arundinaceus* en tanto que, los marcados en rojo representan al grupo florístico *Salix fragilis* / *Cynodon dactylon*.

Tabla 14. Número de observaciones (n), niveles de significación (p), coeficientes de determinación (R^2) y ecuaciones lineales correspondientes al análisis de regresión lineal simple entre conductividad hidráulica saturada (K_s) y variables del suelo y vegetación para parcelas con y sin presencia de un estrato arbóreo. BM: Biomasa de mantillo. BR: Biomasa de raíces. DSM: Densidad aparente del suelo en el estrato medio. M.O: Materia orgánica. P: Fósforo extractable Bray. Na: Sodio soluble. NO_3 : Nitratos. BA: Biomasa aérea. CE: Conductividad eléctrica. PP: Pendiente en la parcela de referencia. PG: Pendiente general.

Variables	n	Con estrato arbóreo		Ecuación lineal	Sin estrato arbóreo		Ecuación lineal
		p	R^2		p	R^2	
BM	7	0,0027*	0,86	$K_s = 33,06 + 0,03.BM$	0,0411*	0,60	$K_s = 28,12 + 0,01.BM$
BR	7	0,0204*	0,69	$K_s = 24,41 + 0,10.BR$	0,9026	<0,01	---
DSM	7	0,0237*	0,67	$K_s = 515,99 - 414,62.DSM$	0,9054	<0,01	---
MO	7	0,8572	0,01	---	0,0261*	0,66	$K_s = 27,25 + 0,86.MO$
pH	7	0,0516	0,56		0,5204	0,09	
P	7	0,1056	0,44		0,4562	0,12	
Na	7	0,1446	0,37		0,4367	0,12	
NO_3	7	0,4595	0,11		0,7731	0,02	
Arena	7	0,5157	0,09		0,1552	0,36	
BA	7	0,5614	0,07		0,0975	0,45	
CE	7	0,6015	0,06		0,5002	0,10	
PP	7	0,8172	0,01		0,3682	0,16	
PG	7	0,8427	0,01		0,6542	0,04	



(a)



(b)

Figura 21. Relaciones de la conductividad hidráulica a saturación (K_s) en función de: biomasa de mantillo (a) y materia orgánica del suelo (b) para sitios con presencia de estrato herbáceo. Los puntos, corresponden al sitio de muestreo, representando el color verde a los sitios ocupados por el grupo florístico *Carex rupicola*, el amarillo al grupo *Paspalum quadrifarium*, en tanto que el rojo representa al grupo florístico a *Schedonorum arundinaceus*.

Luego se realizaron análisis de regresión múltiple en función de la K_s con los sitios con estratos arbóreos por un lado y con estratos herbáceos por el otro lado (Tabla 15). Para el estrato con presencia del grupo funcional árboles se obtuvo un modelo con las variables: biomasa de raíces y de mantillo y densidad aparente del suelo en el estrato medio que explica el 95% de la variación en K_s . En tanto que, para el estrato exclusivamente herbáceo no se obtuvo un modelo significativo.

Tabla 15. Análisis de regresión múltiple entre conductividad hidráulica saturada (K_s) con biomasa de raíces (BR), biomasa de mantillo (BM) y densidad aparente del suelo en el estrato medio (DSM).

Regresión múltiple	Con estrato arbóreo	Sin estrato arbóreo
Modelo	$K_s = 220,79 + 0,04.BR + 0,01.BM - 166,23.DSM$	No se obtuvo un modelo significativo
p	0,0196	---
R ²	0,95	---

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos representan las primeras descripciones de la vegetación ribereña del sudeste y el sur bonaerense y de sus relaciones con propiedades físico-químicas del suelo, del relieve y vegetación relevantes para la retención de sedimentos y solutos transportados por escurrimiento superficial.

En primer término, se mostró que la vegetación ribereña de los arroyos en los partidos de Balcarce y Tres Arroyos se encuentra integrada por distintas asociaciones florísticas cuyos suelos difieren en su capacidad de infiltración (no se pudo rechazar y se acepta provisionalmente hipótesis 1).

En segundo término, se identificaron y describieron relaciones significativas entre la K_s y otras propiedades físico-químicas del suelo. En contraste con esta hipótesis, esas relaciones no fueron independientes de los grupos florísticos, variando particularmente con la presencia o ausencia del estrato arbóreo. Las variables con mayor poder explicativo sobre la variabilidad en K_s , también en contraste con las predicciones derivadas, se restringieron a aquellas más sensibles a la influencia de la vegetación como contenido de materia orgánica, biomasa de raíces y biomasa de mantillo (no se rechaza totalmente hipótesis 2).

Finalmente, los suelos de los ambientes ribereños no reflejaron la retención esperada de fósforo y nitrógeno, según el uso de la tierra adyacente (se rechaza hipótesis 3).

Clasificación de la vegetación ribereña

Pocos trabajos se han realizado para la clasificación de la vegetación ribereña (e.g. Harris and Olson, 1997). En Nueva Zelanda, mediante relevamientos realizados en los arroyos de Canterbury y Waikato, que poseen muchos microhábitats con

diferentes combinaciones de fertilidad del suelo, humedad y exposición a las inundaciones, se identificaron ocho grupos principales de especies (Quinn, 1999; Quinn et al., 2000). Estos microhábitats son también similares a los encontrados en la cuenca del río Motueka. En la mayoría de estos sitios predominan las especies pioneras, con estratos de vegetación herbácea y leñosa madura, en diferentes etapas de desarrollo y determinaron un estrato herbáceo dominante dentro de la vegetación ribereña acompañado por un estrato arbóreo conformado por sauces con otros árboles y también otro estrato compuesto por arbustos autóctonos que tiene una alta proporción de vegetación arbustiva exótica como la retama (*Cytisus scoparius*) (Phillips and Marden, 2004).

En coincidencia con estos datos, del censo florístico realizado en este trabajo surge un notable predominio del estrato herbáceo, con muy pocas especies nativas, las cuales están adaptadas a condiciones edáficas muy particulares, tales como cebadilla chaqueña (*Bromus auleticus*), junco (*Juncus balticus*), paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) y carrizo (*Phragmites australis*). En el estrato arbustivo se encontraron, con muy baja representatividad, tres especies nativas de las cuales dos de ellas están asociadas a paisajes serranos, tales como chilca (*Baccharis salicifolia*) y curro (*Colletia paradoxa*), y la restante, duraznillo blanco (*Cestrum parqui*) asociada a suelos hidromórficos. Por último, en el estrato arbóreo, en algunos sitios se encuentran poblaciones de sauce colorado (*Salix fragilis*) que a pesar de tratarse de una especie adventicia, pareciera ocupar el nicho del sauce criollo (*Salix humboldtiana*), la única especie arbórea nativa de estos ambientes, que solo se encontró en un sitio de muestreo (Villamil, 2008). Varios autores ubican al género *Salix* dentro de las especies pioneras (Harmon and Franklin, 1989; Naiman and Bilby, 1998; Piedade et al., 2001), lo cual se debería a que muchas comunidades ribereñas se caracterizan por presentar disturbios recurrentes (inundaciones, pisoteo) que interrumpen los procesos sucesionales, manteniendo así una proporción alta de especies pioneras (Naiman et

al., 2005). No obstante, en nuestro caso no se reconocieron comunidades integradas por formas de vida propias de estados sucesionales más maduros (e.g. caracterizadas por especies leñosas de mayor longevidad y leño más duro que *Salix fragilis*).

Otras especies arbóreas adventicias que se registraron fueron tamarisco (*Tamarix ramosissima*), con bastante frecuencia, la cual es indicada como potencialmente invasora en nuestros ecosistemas ribereños (Natale et al., 2010) y en dos sitios, álamo blanco (*Populus alba*), que es citada como ribereña en otros ecosistemas del hemisferio norte (Naiman et al., 2005).

Como se mencionó previamente, muchas de las especies presentes no son nativas de nuestro país (Instituto de Botánica Darwinion, 2010) y además, tampoco son propias de ecosistemas ribereños en sus lugares de origen. De acuerdo a Williamson (1996) y Lockwood et al. (2008), este comportamiento invasor depende de características específicas, tanto de la especie que la hacen adaptable a las nuevas condiciones, como de los ecosistemas invadidos, tales como el grado de perturbación, la existencia de recursos disponibles y los nichos ecológicos no ocupados.

Dentro del estrato herbáceo se registra un significativo predominio de especies pertenecientes al grupo funcional de los gramínoideos perennes. A su vez, el predominio de especies perennes estaría indicando su alta supervivencia debido a la ausencia de prolongados períodos de sequía (Odum y Barrett, 2006). La dominancia de especies con vía de fotosíntesis C₃, en la mayoría de los grupos florísticos con excepción del dominado por *Paspalum quadrifarium*, estaría marcando fundamentalmente la adaptación a las condiciones de latitud, a los niveles de precipitaciones y a las temperaturas templadas del área en estudio (Barnes and Harrison, 1982; Epstein et al., 1997).

Comparando con ambientes similares en otras regiones de llanura, como es el caso de las praderas uruguayas, encontramos que también se encuentran presentes los tres estratos vegetacionales, que relevamos en nuestra área de estudio.

Coincidentemente, el estrato herbáceo es también el más importante en términos de abundancia y número de especies, con predominio de la familia Poaceae que está representada por, aproximadamente, 370 especies nativas (Rosengurt et al., 1970) siendo las más frecuentes las pertenecientes a los géneros *Stipa*, *Paspalum* y *Axonopus*. El estrato arbustivo comprende especies leñosas de pequeño porte que, en general, pertenecen a la familia Compositae (*Baccharis*) y especies de mayor porte (*Eupatorium*). El estrato arbóreo suele estar conformado por varias especies, una de ellas el *Salix humboldtiana* (Rodríguez y col., 2008).

Otro ambiente similar para establecer comparaciones es la Tallgrass Prairie, USA, donde se observa un patrón general de aumento en el número de especies, con el incremento del tamaño de los parches. Se encuentra una amplia gama de grupos taxonómicos y de especies vegetales aunque, muy pocas de ellas se encuentran en nuestra área en estudio, como así también el número de especies del estrato herbáceo, es bastante bajo en comparación con el número de especies del estrato arbóreo (Robertson, 2001).

Relaciones de la conductividad hidráulica saturada con la topografía y otras propiedades físico-químicas de los suelos de las principales comunidades vegetales ribereñas

Si bien la pendiente general de las FVR no varió significativamente con los grupos florísticos, si lo fue la pendiente medida en la parcela de observación y, contrariamente a lo esperado, los suelos que sustentan al grupo florístico *Salix fragilis* / *Schedonorus arundinaceus*, ubicados en sectores de elevadas pendientes instantáneas, son los que arrojaron los mayores valores de K_s . Ello probablemente se deba a que la infiltración es un proceso que depende de la interacción de varios factores relacionados al suelo, relieve y vegetación. Puede que la cubierta vegetal

continua haga mayor resistencia al flujo superficial de agua, la cobertura del suelo fue del 95% lo que permite el ingreso del agua y además, el suelo presentó una alta porosidad total (57%) dada por su menor densidad aparente ($1,13 \text{ g cm}^{-3}$), además de tener una alta biomasa de raíces que permite la formación de macroporos que favorecen la infiltración.

En cambio, los suelos ocupados por el grupo florístico *Paspalum quadrifarium*, presentaron valores intermedios de K_s , los bajos valores de pendiente unidos a una baja densidad aparente ($1,16 \text{ g/cm}^{-3}$) y los altos contenidos de arena podrían haber favorecido el ingreso de agua al perfil. Pero a diferencia del grupo anterior, si bien tiene mayor biomasa mantillo, tiene menor biomasa de raíces para generar poros. Esto reafirma que la infiltración no se debe a la suma de factores simples sino a las interacciones de estos.

Finalmente, los suelos que sostienen el grupo florístico *Thinopyrum elongatum* / *Schedonorus arundinaceus* presentaron los valores menores de K_s e intermedios de pendiente en la parcela de observación, incidiendo en la capacidad de infiltración los elevados valores de densidad aparente del suelo ($1,35 \text{ g cm}^{-3}$) que determinaron una menor porosidad total (50%), con valores intermedios de biomasa aérea y raíces y bajos de biomasa de mantillo.

Los valores de K_s registrados en los suelos ribereños mostraron relación con algunos atributos edáficos tal como se menciona en la bibliografía nacional (Marelli y Arce, 1995; Pachecoy et al., 1996; Cisneros et al., 1997). Algunos trabajos sobre conductividad hidráulica se realizaron en la región en estudio (González Roelants, 1996; Cabria, 1996), aunque ninguno de ellos en ambientes ribereños.

Las variables de vegetación y físico-químicas del suelo que mejor explicaron la variabilidad K_s resultaron ser aquellas potencialmente modificables por la vegetación como biomasa de mantillo, biomasa de raíces, contenido de materia orgánica del suelo, densidad aparente del suelo. En cambio, las variables escasamente

modificables por la actividad de la vegetación tales como la pendiente general de la FVR y en la parcela de observación como así también la granulometría del suelo no mostraron mayores influencias sobre K_s .

El contenido de materia orgánica del suelo se relacionó directamente con la K_s , en aquellos sitios sin estrato arbóreo. Ello podría deberse a que el sistema radical denso de las plantas herbáceas, tiene un efecto a largo plazo sobre la estructura del suelo, que incrementa la permeabilidad del mismo (Rose et al., 2003). Posiblemente en el estrato herbáceo haya una deposición constante de residuos, originando mayores valores de materia orgánica mientras que, no se produce en el estrato arbóreo, dada su dependencia de la estación del año y fenología del bosque.

Al considerar los estratos arbóreo y herbáceo en conjunto, las variables biomasa de raíces y densidad aparente del suelo en el estrato medio, en concordancia con la bibliografía existente (Blevins et al., 1983; Radcliffe et al., 1988; Dao, 1993; Azooz et al., 1996; Denoia, 1996), permitieron explicar significativamente la variación en K_s .

Comparando los sitios con presencia de un estrato arbóreo y aquellos con estrato herbáceo, surgieron distintas respuestas a la relación de la K_s con las variables analizadas.

En el primer caso, con las variables biomasa de mantillo, biomasa de raíces y densidad aparente del suelo en el estrato medio se elaboró un modelo de regresión múltiple que explica el 95% de la variación en la infiltración en estas comunidades ribereñas. Los árboles generan abundante biomasa de mantillo, sus raíces son vigorosas y por su biomasa de raíces elevada, en concordancia con Archer et al. (2002), afectan la densidad aparente de los suelos (Selby, 1982; Schellemtrager and Doolittle, 1991; Unger, 1990; Birkeland, 1999; Sobieraj et al., 2004) y con ello la K_s . Esta propiedad se relacionó inversamente con la densidad aparente del suelo cuando se consideraron ambos estratos, en concordancia con la bibliografía existente (Blevins

et al., 1983; Radcliffe et al., 1988; Dao, 1993; Azooz et al., 1996; Denoia, 1996) y también, cuando se consideró solamente el estrato arbóreo. En tanto, la biomasa de raíces se relacionó en forma directamente proporcional con la K_s en las situaciones con presencia de estrato arbóreo y con la presencia exclusiva de estrato herbáceo. Ello fue observado para el grupo florístico integrado por *Salix fragilis* y *Schedonorus arundinaceus*. Por su parte, dentro del grupo florístico conformado por *Salix fragilis* y *Cynodon dactylon*, no se obtuvieron altos valores de K_s alcanzados en el otro grupo florístico (*Salix fragilis* y *Schedonorus arundinaceus*) que también contaba con estrato arbóreo, lo que se atribuye a la marcada abundancia de *Cynodon dactylon* en el estrato herbáceo, especie que es característica de pastizales degradados por intensos pastoreos (Jacobó et al., 2008; Rodríguez et al., 2008 a,b), lo que pudo haber compactado la capa superficial y sub-superficial del suelo, reduciendo su capacidad de infiltración del agua. La K_s en los suelos con estrato arbóreo no varió con el contenido de materia orgánica, debido al escaso rango de amplitud de sus valores (3,5 a 5,6 %) a diferencia de lo que ocurrió con las comunidades que solo poseen estrato herbáceo en el cual el rango de amplitud de los valores de materia orgánica fue mayor (4,0 a 14,1 %).

Por su parte, en los sitios con presencia exclusiva de un estrato herbáceo, no se obtuvo un modelo de regresión múltiple significativo que explique la variación en la infiltración, en estas comunidades ribereñas.

Es por ello, que este trabajo es pionero y exploratorio para las FVR con presencia de un estrato herbáceo, como es característico de los arroyos pampeanos.

Tal como se plantearon en las predicciones de este trabajo, en ninguno de los grupos funcionales analizados por separado ni en forma conjunta se encontraron relaciones significativas directamente proporcionales entre la K_s con la biomasa aérea y el contenido de arena de los suelos, reportado por Smith and Parlange (1978) y Rawls et al. (1983) que consideraron la biomasa aérea del estrato arbóreo. Aunque, la

relación con biomasa aérea se hubiera producido dado que, el grupo funcional árboles fue el que contó con mayor K_s y biomasa aérea, por cuestiones operativas no fue posible calcularla. Tampoco se produjo una relación inversamente proporcional entre K_s y contenido de sodio soluble (Abrego et al., 1998) ya que, sobre la infiltración podrían estar actuando otros factores que no necesariamente tienen que ver con las propiedades edáficas, como la vegetación que es clave en establecer la estructura del suelo y características hidrológicas de los sitios.

Esto demuestra la dificultad de inferir la K_s a partir de atributos edáficos simples y la necesidad de recurrir a modelos más complejos y específicos.

Dentro de las asociaciones florísticas integradas exclusivamente por especies herbáceas, la alta K_s en los grupos florísticos conformados por *Carex rupicola* y *Paspalum quadrifarium*, respectivamente, se podría explicar a través de sus altos valores de biomasa aérea, aunque no fueron significativos, sus altos valores de biomasa subterránea, -por su relación con la creación de macroporos (Blevins et al., 1983; Radcliffe et al., 1988; Dao, 1993; Azooz et al., 1996; Denoia, 1996) y el incremento de la materia orgánica del suelo (Zuzel et al., 1990; Unger, 1992)-.

Los bajos CV obtenidos para K_s dentro de cada grupo florístico (menores al 10% en todos los casos), ponen en relieve el valor de las asociaciones florísticas como indicadores de la capacidad de infiltración, de acuerdo con Blackburn et al. (1992) y Spaeth et al. (1996).

Relaciones entre el uso de la tierra adyacente a los ambientes ribereños y los contenidos de fósforo y nitrógeno de sus suelos

Numerosos trabajos (e.g. Collier et al., 1995; Lowrance, 1998; Lovett and Price, 1999; Quinn, 2000) concluyen acerca de como el manejo de la vegetación ribereña puede ayudar a reducir los aportes de contaminantes, mediante el filtrado de la

escorrentía superficial, la promoción de la desnitrificación y la absorción de nutrientes por la vegetación para limitar su ingreso a los arroyos. En este trabajo, se relacionó el contenido de fósforo y nitratos en los suelos de las FVR según el uso de las tierras adyacentes.

La capacidad de retención de fósforo a largo plazo dependen del pH, contenido de materia orgánica, y las condiciones estacionales suelo, incluyendo el contenido de humedad, potencial redox y la dinámica de la temperatura (Dorioz et al., 2006).

Creemos que la falta de relación en el contenido de fósforo de los suelos y el uso de las tierras adyacentes se debe a que las FVR retienen, al menos temporalmente, los nutrientes aunque en algunos casos, la fracción fijada a las partículas más finas, no se deposita dentro de la FVR sino que la atraviesa pudiendo causar erosión interna en la franja, removilizar fósforo y reducir su efecto amortiguador (Uusi-Kämpä et al., 1997). Además, la captación de agua, fósforo y nitrógeno, entre otros, tienden a incrementar la producción de biomasa en la FVR y gran parte de ellos, pueden ser exportados del sistema a través de herbívoros, cosecha de forraje o liberados en formas disueltas luego de la descomposición de la biomasa. Por otro lado, en las parcelas evaluadas, no se efectuaron clausuras y, en muchas de ellas el efecto del ganado pudo haber ocasionado disturbios.

Se ha reportado la existencia de efectos indirectos de la vegetación herbácea sobre la retención de nutrientes a través de su acción sobre el suelo, Schmidt (1989) señala que la máxima retención, se obtiene con vegetación herbácea perenne en tanto, agrupamientos de vegetación herbácea, árboles y arbustos o pastizales jóvenes, son menos eficaces. Las diferencias observadas están relacionadas con el aumento de la permeabilidad obtenida por el efecto a largo plazo de la vegetación herbácea en la estructura del suelo (Monnier, 1965). Sin embargo, el tipo de vegetación en las FVR, no es un factor clave dado que estas comparaciones han arrojado resultados contradictorios. Algunos trabajos no muestran claras diferencias en la retención de

sedimentos y nutrientes (Daniels and Gilliam, 1996; Syversen, 2005) mientras que otros muestran una ventaja para la vegetación herbácea (Cooper et al., 1986) y Michaud (citado por Dorioz et al., 2006) señala que los árboles y arbustos son más estables en el largo plazo.

Dada la importancia de la infiltración en la retención del fósforo total, los factores que controlan la permeabilidad del suelo son importantes para mejorar la eficacia de retención de la FVR. Como se señaló anteriormente, la vegetación tiene un importante rol en la generación de la estructura que, a su vez, provoca un aumento de la permeabilidad. Además, con respecto a la estructura superficial del suelo Cooper et al. (1995) demostraron que en las zonas ribereñas, la degradación de la estructura del suelo debida a la compactación por pastoreo generó una disminución de la eficacia de su efecto de amortiguación. La textura tiene una función similar, Schllinger and Clausen (1992) encontraron una gran diferencia en la retención de fósforo entre dos FVR, establecidas sobre suelos arenosos y sobre suelos arcilloso-limoso, respectivamente) lo mismo también fue observado por Magette et al. (1989).

CONCLUSIONES

1- La variabilidad florística de la vegetación ribereña que caracteriza a los arroyos del sur y sudeste bonaerense permite distinguir un número acotado de asociaciones florísticas.

2- Esas asociaciones florísticas muestran diferencias amplias y significativas en cuanto a propiedades biofísicas de sus suelos, tanto en aquellas propiedades sensibles (e.g. contenido de materia orgánica, biomasa de raíces, biomasa de mantillo, densidad aparente del suelo) como poco o no sensibles (e.g. porcentaje de arena y arcillas, pH) a la influencia de la vegetación. En particular, la conductividad hidráulica media de sus suelos (K_s) muestra un marcado rango de variación entre asociaciones florísticas (100%).

3- La composición específica de las asociaciones florísticas de comunidades ribereñas, constituye un posible indicador de la capacidad de infiltración de sus suelos, cuya utilidad debería ser validada a través de evaluaciones estadísticamente independientes. La necesidad de esa validación es particularmente crítica para las comunidades caracterizadas por la presencia de la principal especie arbórea (*Salix fragilis*) con un estrato herbáceo dominado por festuca alta (*Schedonorus arundinaceus*), en cuyos suelos se observaron los más altos niveles de K_s , pero cuyas repeticiones presentaron limitaciones en número y distribución espacial.

4- La relación mostrada por las variables biofísicas del suelo sensibles a la influencia de la vegetación sobre la variabilidad de la conductividad hidráulica, sugiere que las relaciones halladas entre composición florística e infiltración se explicarían, al menos en parte, a través de relaciones causales. El estudio experimental de esas relaciones, permitiría explorar la posibilidad de manejar la capacidad de infiltración del suelo a través de la composición florística de las comunidades vegetales ribereñas.

Por todo lo anterior, este trabajo representa una primera aproximación al estudio de la estructura de las comunidades ribereñas del sur y sudeste bonaerense y sus propiedades funcionales, ofreciendo evidencias relevantes sobre la existencia de asociaciones entre la composición florística y la capacidad de infiltración del suelo. No obstante, debido al carácter descriptivo y exploratorio de estos resultados, quedan abierta la necesidad de nuevos estudios orientados a validar el valor de la vegetación ribereña como indicadora y como determinante de la capacidad de infiltración de los suelos de estos ambientes.

BIBLIOGRAFIA

- ABER, J.D.; NADELHOFFER, K.J.; STEUDLER, P.; MELILLO, J.M. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39:378–386.
- ABREGO, F.; ANDRIULO, A.; FERREYRA, C.; GALETTO, M.L.; GALINA, J.; IRURTIA, C.B.; MON, R.; RIMATORIL, F.; SASAL, C. 1998. Efecto de 11 años de riego complementario sobre algunas propiedades del suelo. II: Propiedades físicas. *Actas 16º Congreso Argentino de la Ciencia del suelo*: 249-250.
- ACKER, S.A. 1990. Vegetation as a component of a non-nested hierarchy: a conceptual model. *J. Veg Sci* 1:683-690.
- ACUÑA, V.; VILCHES, C.; GIORGI, A. 2011. As productive and slow as a stream can be - the metabolism of a Pampean stream. *J N. Am. Benthol. Soc.*30 (1):71-83.
- AGNUSDEI, M. 2010. Comunicación personal.
- ALLEN, T.F.H.; HOEKSTRA, T.W. 1991. Role of heterogeneity in scaling of ecological systems. *Ecological Heterogeneity*. J. Kolasa & S.T.A. Pickett eds., Springer Verlag, New York. pp. 47–68.
- AMOROS, C.; BORNETTE, G. 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biol* 47:761–776.
- AMUCHÁSTEGUI, G. 2006. Relación entre química del agua, características fisiográficas y uso de suelo en arroyos pampeanos. Tesis de Licenciatura en Información Ambiental, Universidad Nacional de Luján, 70 p.
- ANDRADE, M.I. 1986. Factores de deterioro ambiental en la cuenca del Río Luján. Instituto de Geografía, Serie Contribuciones, UBA, Facultad de Filosofía y Letras. 51 p.
- APARICIO, V.; COSTA, J.L.; ZAMORA, M. 2008. Nitrate leaching assessment in a long-term experiment under supplementary irrigation in humid Argentina. *Agricultural Water Manag*, 95(12):1361-1372.

- ARCHER, N.A.L.; QUINTON, J.N.; HESS, T.M. 2002. Belowground relationships of soil texture, roots and hydraulic conductivity in two-phase mosaic vegetation in South-east Spain. *J. Arid Environ.* 52(4):535-553.
- ARRIAGA, L.; ESPINOZA, J.M.; AGUILAR, C.; MARTINEZ, E.; GOMEZ, L.; LOA, E. 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, México. Parque Nacional Izta-Popo, CONAMP, 2008. Programa de Conservación y Manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl. Borrador final.
- ATLAS DIGITAL DEL PARTIDO DE BALCARCE. 2005.
- AUSTIN, M.P.; CUNNINGHAM, R.B.; FLEMING, P.M. 1984. New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve fitting procedures. *Vegetatio* 55:11-27.
- AZOOZ, R.H.; ARSHAD, M.A. 1996. Soil infiltration and hidraulic conductivity under long-term no- tillage and conventional tillage systems. *Can. J. Soil Sci. Soc. J.* 76: 143-152.
- BAEZ, A. 1999. Efecto de la calidad del agua de riego sobre las propiedades del suelo. Monografía Especialista en Producción Vegetal. Universidad Nacional de Mar del Plata, Facultad de Ciencias Agrarias, Unidad Integrada Balcarce, Argentina. 53 p.
- BAKER, H.G. 1974. The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 9:1-24.
- BARNES, P.W.; HARRISON, A.T. 1982. Species distribution and community organisation in a Nebraska Sandhills mixed prairie as influenced by plant/soil–water relationships. *Oecologia*, 52:192-201.
- BARTOLLI, F.; POULENARD, A.J.; SCHOULLER, E.B. 2007. Influence of allophone and organic matter contends on surface properties of Andosols. *European J Soil Sci*, 58:450-464.
- BASNYAT, P.; TEETER, L.D.; FLYNN, K.M.; LOCKABY, B.G. 1999. Relationships between landscape characteristics and nonpoint source pollution inputs to coastal estuaries. *Environ. Manage.* 23 (4):539–549.

- BATISTA, W.B. 1991. Correspondencia entre comunidades vegetales y factores edáficos en el pastizal de la Pampa Deprimida. Tesis de Magister Scientiae. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Escuela para Graduados "Alberto Soriano".
- BATISTA, W.B.; LEÓN, R.J.C. 1992. Asociación entre comunidades vegetales y algunas propiedades del suelo en el centro de la Depresión del Salado. *Ecología Australia* 2:47-55.
- BATISTA, W.B.; LEÓN, R.J.C.; PERELMAN, S.B. 1988. Las comunidades vegetales de un pastizal natural de la Región de Laprida, Prov. de Buenos Aires, Argentina. *Phytocoenologia* 16:465-480.
- BATTEN, K.; SCOW, K.; DAVIES, K.; HARRISON, S. 2006. Two invasive plants alter soil microbial community composition in serpentine grasslands. *Biological Invasions* 8:217-230.
- BAZZAZ, F.A. 1996. *Plants in Changing Environments: Linking Physiological, Population and Community Ecology*. Cambridge University Press: Cambridge.
- BECHTOLD, J.S.; EDWARDS, R.T.; NAIMAN, R.J. 2003. Biotic versus hydrologic control over seasonal nitrate leaching in a floodplain forest. *Biogeochemistry* 63:53–72.
- BECHTOLD, J.S.; NAIMAN, R.J. 2006. Soil texture and nitrogen mineralization potential across a riparian toposequence in a semi-arid savanna. *Soil Biol Biogeochemistry*. 38:1325-1333.
- BEDMAR, F.; COSTA, J.L.; GIMENEZ, D. 2008. Column tracer studies in surface and subsurface horizons of two typic argiudolls. *Soil Sci* 173(4):237-247.
- BEDMAR, F.; COSTA, J.L.; SUERO, E.; JIMENEZ, D. 2004. Transport of Atrazine and Metribuzin in Three Soils of the Humid Pampas of Argentina. *Weed Technol.* (18):1–8.
- BEGIN, Y.; PAYETTE, S. 1991. Population structure of lakeshore willows and ice-push events in subarctic Québec, Canada. *Holarctic Ecology* 14:9–17.
- BERMEJO, V.M.; SUERO, E.E. 1981. Infiltración en suelos argiudoles de Balcarce. *Rev. Investig. Agrop.* 2:205-213.

- BÉRTOLA, G.R.; CORTIZO, L.C.; ISLA, F.I. 2009. Dinámica litoral de la costa de Tres Arroyos y San Cayetano, Buenos Aires. *Rev. Asoc. Geol. Arg.* 64 (4):657-671.
- BERTONATTI, C.; CORCUERA, J. 2000. Situación ambiental argentina 2000. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina, 440 p.
- BEVEN, K.; GERMAN, P. 1981. Water flow in soil macropores. A combined flow model. *J. Soil Sci.* 126:269-279.
- BILBY, R. E.; BISSON, P. A. 1998. Function and distribution of large woody debris. Pages 324–346 in R. J. Naiman and R. E. Bilby, Eds. *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer-Verlag: New York.
- BIRKELAND, P.W. 1999. *Soils and Geomorphology*. Oxford University Press. EU. 429 p.
- BLACK, C.C. 1973. Photosynthetic carbon fixation in relation to net CO₂ uptake. *Annual Rev Plant Physiol* 24:253-286.
- BLACKBURN, W.H.; PIERSON, F.B.; HANSON, C.L.; THUROW, T.L.; HANSON, A.L. 1992. The spatial and temporal influence of vegetation on surface soil factors in semiarid rangelands. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* 35:479-486.
- BLAKE and HARTGE, 1986. Bulk density. In: A. Klute (Ed.). *Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods*, 2nd Ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 363-375.
- BLEVINS, R.L.; SMITH, M.S; THOMAS, G.W.; FRYE, W.W. 1983. Influence of conservation tillage on soil properties. *J. Soil Water Cons.* 38 (3):301-305.
- BLOM, C.W.P.M.; VOESENEK, L.A.C.J. 1996. Flooding: The survival strategies of plants. *Trends in Ecol. Evol* 11:290–295.
- BORIN, M.; VIANELLO, M.; MORARI, F.; ZANIN, G. 2005. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North East Italy. *Agricult, Ecosyst & Environm.* 105 (1–2):101–114.

- BOUTIN, C.; JOBIN, B.; BELANGER, L. 2003. Importance of riparian habitats to flora conservation in farming, landscapes of southern Québec. *Agricult, Ecosyst & Environm.* 94:73–87.
- BRAY R.H; Kurtz, L.T. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphate in soils. *Soil Sci (59)*:39-45.
- BREMNER, J. M. 1965. Inorganic forms of nitrogen. p. 1179-1237. In C. A. Black et al. (ed.) *Methods of soil analysis. Part 2. Agron. Monog 9 ASA and SSSA*, Madison, WI.
- BROOKES, J.D.; ALDRIDGE, K.T.; LINDEN, W.L.; GANF, G.G. 2005. Multiple interception pathways for resource utilisation and increased ecosystem resilience. *Hydrobiologia* 552:135–146.
- BURKART, A. 1975. Evolution of grasses and grasslands in South America. *Taxonomy* 24:53-66.
- BURKART, S.E.; LEÓN, R.J.C; PERELMAN, S.B.; AGNUSDEI, M. 1998. The grasslands of the flooding Pampa (Argentina): floristic heterogeneity of natural communities of the southern river Salado basin *Coenoses* 13:17-27.
- BURKART, S.E; LEÓN, R.J.C.; MOVIA, C.P. 1990. Inventario fitosociológico del pastizal de la depresión del Salado (Prov. Bs. As.) en un área representativa de sus principales ambientes. *Darwiniana* 30:27-69.
- BURKART, R.; RUIZ, L.; DANIELE, C.; MARANTA, A.; ARDURA, F. 1991. El sistema nacional de áreas naturales protegidas de la República Argentina, diagnóstico de su desarrollo institucional y patrimonio natural. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina, 127 p.
- BUSH, D.E.; INGRAHAM, N.L.; SMITH, S.D. 1992. Water uptake in woody riparian phreatophytes of the southwestern United States: A stable isotope study. *Ecol Appl* 2:450–459.
- CABRERA, A.L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Bol Soc Arg Botánica* 14:1-43.

- CABRIA, F.N. 1996. Evolución a largo plazo de la infiltración vertical del agua en tres suelos agrícolas del partido de Balcarce bajo agricultura continua y labranza convencional. Tesis de Magister Scientiae, Universidad Nacional de Mar del Plata, Facultad de Ciencias Agrarias, Unidad Integrada Balcarce, Argentina. 106 p.
- CALDER, J.A.; WILSON, J.B.; MARK, A.F.; WARD, G. 1992. Fire, succession and reserve management in a New Zealand snow tussock grassland. *Biol Conserv* 62:35-45.
- CAMPOS-ARANDA, D. F. 1992. Procesos del Ciclo Hidrológico. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- CARBONE, M.; PICCOLO, M.; PERILLO, G. 2003. Caracterización climática de la cuenca del arroyo Claromecó, Argentina. *Papeles de Geografía*, (38):41-60.
- CARDINALE, B. J.; PALMER, M.A.; COLLINS, S.L. 2002. Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. *Nature* 415:426–429.
- CATTERALL, C.P.; PIPER, S.D.; BUNN, S.E.; ARTHUR, J.M. 2001. Flora and fauna assemblages vary with local topography in a subtropical eucalypt forest. *Aust Ecol* 26:56–69.
- CHAMPION, P.D.; TANNER, C.C. 2000. Seasonality of macrophytes and interaction with flow in a New Zealand lowland stream. *Hydrobiologia* 441: 1–12.
- CHANETON, E.J.; FACELLI, J.M.; LEON, R.J.C. 1988. Floristic changes induced by flooding on grazed and ungrazed lowland grasslands in Argentina. *J Range Manag*, 41:495-499.
- CHANG, C.; LINDWALL, C.W. 1989. Effect of long-term minimum tillage practices on some physical properties of a Chernozemic clay loam. *Can. J. Soil Sci.* 69:443-449.
- CHOW, V.T.; MAIDMENT, D.R.; MAYS, L.W. 1994. *Hidrología Aplicada*. McGraw-Hill. Santafé de Bogotá. 584 p.
- CHRISTENSEN, B. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv Soil Sci* 20:1–90.

- CHURCH, M. 2002. Geomorphic thresholds in riverine landscapes. *Freshwater Biol* 47:541–557.
- CIRMO, C.P.; McDONNELL, J.J. 1997. Linking the hydrologic and biogeochemical controls of nitrogen transport in near-stream zones of temperate-forested catchments: A review. *J Hydrol* 199:88–120.
- CISNEROS, J.M.; CANTERO, J.J.; CANTERO GUTIERREZ, A. 1997. Relaciones entre la fluctuación del nivel freático su salinidad y el balance hídrico, en suelos salino-sódicos del centro de Argentina. *Rev. UNRC* 17(1):23-35.
- CLEMENTS, F.E. 1916. *Plant succession: an analysis of the development of vegetation.* Carnegie Inst. Washington DC. Publication 242
- CLEVERLY, J.R.; SMITH, S.D.; SALA, A.; DEVITT, D.A. 1997. Invasive capacity of *Tamarix ramosissima* in the Mojave Desert floodplain: The role of drought. *Oecologia* 111:12-18.
- COHN, J.P. 2001. Resurrecting the dammed: a look at Colorado River restoration. *Bioscience* 51:998-1003.
- COLLIER, K.J.; COOPER, A.B.; DAVIES-COLLEY, R.J.; RUTHERFORD, J.C.; SMITH, C.M.; WILLIAMSON, R.B. 1995a. *Managing Riparian Zones: A Contribution to Protecting New Zealand's Rivers and Streams. Vol. 1: Concepts.* Department of Conservation, Wellington, New Zealand, 39 p.
- COLLIER, K.J.; COOPER, A.B.; DAVIES-COLLEY, R.J.; RUTHERFORD, J.C.; SMITH, C.M.; WILLIAMSON, R.B. 1995b. *Managing Riparian Zones: A Contribution to Protecting New Zealand's Rivers and Streams. Vol. 2: Guidelines.* Department of Conservation, Wellington, New Zealand, 142 p
- COLLIER, K.J.; Mc Coll, R.H.S. 1992. Assessing the Natural Value of New Zealand Rivers. In: *River Conservation and Management*, P. J. Boon, P. Calow, and G. E. Petts (Eds). John Wiley and Sons, Chichester, United Kingdom, pp. 195-211.
- COLOMBANI, E.N. 2004. Evaluación de propiedades físicas de suelos del sudeste bonaerense bajo distintos manejos. Tesis de Ingeniero Agrónomo. Facultad de

- Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Argentina.50 p.
- COOPER, J.R.; GILLIAM, J.W.; JACOBS, T.C. 1986. Riparian areas as a control of nonpoint pollutants. In: Correll, D. (Ed.), *Watershed Research Perspectives*. Smithsonian Institute Press, Washington, DC, pp. 166–191.
- COOPER, A.B.; SMITH, C.M.; SMITH, M.J. 1995. Effects of riparian set-aside on soil characteristics in an agricultural landscape: implications for nutrient transport and retention. *Agric. Ecosyst. Environ.* 55, 61–67.
- CORRELL, D.L. 1997. Buffer zones and water quality protection: General principles. In N. E. Haycock, T. P. Burt, K. W. T. Goulding, and G. Pinay, Eds. *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*. Quest Environmental: Harpenden, United Kingdom. Pp. 7-20
- COSTA, J.L.; BEDMAR, F.; DANIEL, P.E.; APARICIO, V.C. 2003. Nitrate and atrazine leaching from corn in the Argentinean Humid Pampas. In: *International Workshop on Groudwater Risk Assessment at Contaminated Sites and Integrated Soil and Water Protection, 2*. Tübingen: Eberhard Karls Universität Tübingen: 241-245.
- COSTA, J.L. 1999. Effect of irrigation water quality under supplementary irrigation on soil chemical and physical properties in the “southern humid pampas” of Argentina. *J Crop Prod* 2:85-99.
- CRESCIMANNO, G.; IORVINO, M.; PROVENZANO, G. 1995. Influence of salinity and sodicity on structural and hydraulic characteristics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:1701-1708.
- D'ADAMO, P.; SACKMAN, P.; CARLEY, J.C.; RABINOVICH, M. 2002. The potential distribution of German Wasps (*Vespa germanica*) in Argentina. *N. Z. J. Zoology* 29:79-85.
- D'ANTONIO, C.M.; VITOUSEK, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Rev Ecol Syst* 23:63-87.
- DAHM, C.N. 2002. Evapotranspiration at the land/water interface in a semi-arid drainage basin. *Freshwater Biology* 47:831–843.

- DALE, V.H et al., 2000. Ecological principles and guidelines for managing the use of land. *Ecolog Appl* 10:639–670.
- DALY, K.; JEFFREY, D.; TUNNEY, H. 2001. The effect of soil type on phosphorus sorption capacity and desorption dynamics in Irish grassland soils. *Soil Use Manage.* 17:12-20.
- DANIELS, R.B.; GILLIAM, J.W. 1996. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Sci Soc Am J* (60):246–251.
- DAO, H. 1993. Tillage and winter wheat residue management effect on water infiltration and storage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:1586-1595.
- DARWIN, C. [1898] 1967. *The Voyage of the Beagle*. Dent Ed., London, 496 p.
- DAUBENMIRE, R.D. 1978. *Plant geography with special reference to North America*. Academic Press, New York, New York, USA. 338 p.
- DAUBENMIRE, R.D. 1970. *Steppe vegetation of Washington*. Washington Agricultural Experiment Station, Washington State University, Pullman, Washington, USA. Technical Bulletin 62. 131 p.
- DAUBENMIRE, R.D. 1968. *Plant communities*. Harper and Row, Publishers, New York, New York, USA. 300 p.
- DAUBENMIRE, R.D. 1959. A canopy-coverage method of vegetation analysis. *Northwest Sci* 33:43-66.
- DAUBENMIRE, R.D. 1952. Forest vegetation of northern Idaho and adjacent Washington, and its bearing on concepts of vegetation classification. *Ecolog Monog* 22:301-330.
- DAVIDSON, E.A. 1995. Spatial covariation of soil organic carbon, clay content, and drainage class at a regional scale. *Landscape Ecol* 10:349-362.
- DAVIS, M.A.; GRIME, J.P.; THOMPSON, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *J Ecol* 88:528-534.

- DECAMPS, H. 1996. The renewal of floodplain forests along rivers: A landscape perspective. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 26:35–59.
- DECAMPS, H.; TABACCHI, E. 1994. Species richness along river margins. In: Hildrew, A.G., Giller, P.S., Raffaelli, D. (Eds.), *Aquatic Ecology: Scale, Pattern and Process*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, United Kingdom, pp. 1–20.
- DE LOACH, C.J.; CARRUTHERS, R.I.; LOVICH, J.E.; DUDLEY, T.L.; SMITH, S.D. 2000. Ecological interactions in the biological control of saltcedar (*Tamarix spp.*) in the United States: towards a new understanding. In: Spencer, N.R. (Ed.), *Proceedings of the 10^o International Symposium on Biological Control of Weeds*. Montana State University, Bozeman, Montana, pp. 819-873.
- DELONG, M.D.; BRUSVEN, M.A. 1991. Classification and spatial mapping of riparian habitat with applications toward management of streams impacted by nonpoint source pollution. *Environ. Manag.* 15:565-571.
- DENOIA, J. 1996. Evaluación del efecto de residuos de cosecha sobre el proceso erosivo en un área de llanura. 15^o Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Santa Rosa, La Pampa.
- DIAMOND, D.D.; SMEINS, F. 1988. Gradient analysis of remnant True and Upper Coastal Prairie grasslands of North America. *Can J Bot* 66:2152-2161.
- DILLAHA, T.A.; RENEAU, R.B.; MOSTAGHIMI, S.; LEE, D. 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transact Amer Soc Agric Eng* 32:513–519.
- DI RIENZO J.A.; CASANOVES F.; BALZARINI M.G.; GONZALEZ L.; TABLADA M.; ROBLEDO, C.W. InfoStat version 2010. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- DI TOMASO, J.M. 1996. Identification, Biology and Ecology of Saltcedar. Saltcedar Management Workshop, Cooperative Extension Non-Crop Weed Ecologist. University of California, Davis, CA.

- DODD, R.C.; CUNNINGHAM, P.A.; TIPPETT, J.P.; CURRY, R.J.; STICHTER, S.J.; McMAHON, G. 1994. Watershed assessment in the Albemarle–Pamlico region. In: Watershed 1993, Proceedings of the National Conference on Watershed Management, EPA 840-R-94-002. U.S. Bureau of Reclamation, Washington, DC, pp. 735–741.
- DODDS, W. K.; OAKES, R.M. 2008. Headwater Influences on Downstream Water Quality. *Environm Manag* 41:367–377.
- DODDS, W.K.; OAKES, R.M. 2006. Controls of nutrients across a prairie stream watershed: land use and riparian cover effects. *Environm. Manag.* 37:634-646.
- DORIOZ, J.M.; WANG, D.; POULENARD, J.; TREVISAN, D. 2006. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics-A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agric, Ecosyst Environm* 117:4-21.
- DUNKERLEY, D. 2000. Hydrologic effects of dryland shrubs: defining the spatial extent of modified soil water uptake rates at an Australian desert site. *J. Arid Environ.* 45: 159-172.
- DUNNE, T.; ZHANG, W.; AUBRY, B.F. 1991. Effects of rainfall, vegetation, and Microtopography on infiltration and runoff. *Water Res Res.* 27:2271-2285.
- EHLERINGER, J.R. 1978. Implications of quantum yield differences on the distributions of C₃ and C₄ grasses. *Oecologia (Berlin)* 31:255-267.
- EHRENFELD, J.G. 2003. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6:503-523.
- EHRENFELD, J.G.; KOURTEV, P.; HUANG, W. 2001. Changes in soil functions following invasions of exotic understory plants in deciduous forest. *Ecol. Appl.* 11:1287-1300.
- EPSTEIN, H.E.; LAUENROTH, W.K.; BURKE, I.C.; COFFIN, D.P. 1997. Productivity Patterns of C₃ and C₄ functional types in the U.S. Great Plains. *Ecology* 78(3):666-677.
- FACELLI, J.M.; LEON, R.J.C. 1986. El establecimiento espontáneo de árboles en la Pampa, un enfoque experimental. *Phytocoenologia* 14:263-274.

- FEIJOO, C.S.; LOMBARDO, R.J. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water Res* 41:1399-1410.
- FEIJOO, C.S.; GIORGI, A.; GARCIA, M.E.; MOMO, F. 1999. Temporal and spatial variability in streams of a pampean basin. *Hydrobiologia* 394:41-52.
- FERRER, J.M.; ESTRELA MONREAL, T.; SANCHEZ DEL CORRAL JIMENEZ, A.; GARCIA MELENDEZ, E. 2004. Constructing a saturated hydraulic conductivity map of Spain using pedotransfer functions and spatial prediction. *Geoderma* 123:257-277.
- FERRERAS, L. 1996. Efecto de los sistemas de labranza sobre las propiedades físicas de un suelo del sudeste bonaerense. Tesis Magister Scientiae. Universidad Nacional de Buenos Aires, Facultad de Agronomía. 62 p.
- FIELDING, C.R.; ALEXANDER, J. 2001. Fossil trees in ancient fluvial channel deposits: Evidence of seasonal and longer-term variability. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 170:59–80.
- FISHER, S.G.; GRIMM, N.B. 1988. Disturbance as a determinant of structure in a Sonoran Desert stream ecosystem. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 23:1183-1189.
- FONDA, R.W. 1974. Forest succession in relation to river terrace development in Olympia National Park. *Ecology* 55:927–942.
- FONTANETTO, H.; GAMBAUDO, S. 1996. Sistemas de labranzas para el trigo. Su influencia sobre propiedades físicas y químicas del suelo. INTA EEA, Rafaela. Publicación Miscelánea N° 74.
- FRENGUELLI, J. 1956. Rasgos generales de la hidrografía de la Provincia de Buenos Aires. *LEMIT II*: 1–19.
- FROSSARD, E.; STEWART, J.W.B.; St. ARNAUD, R.J. 1989. Distribution and mobility of phosphorus in grassland and forest soils of Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 69: 40-416.

- FROSSARD, E.; CONDRON, L.M.; OBERSON, A.; SINAJ, J.; FARDEAU, J.C. 2000. Processes governing phosphorus availability in temperate soils. *J. Environ. Qual.* 29: 15-23.
- FUENTE, C. 1997. Caracterización mínima del suelo con fines de riego. Manual para diseño de zonas de riego pequeñas. Departamento de Irrigación Uach, México, D.F., p: 1-9.
- FUJIMAKI, R.; SAKAI, A.; KANEKO, N. 2009. Ecological risks in anthropogenic disturbance of nitrogen cycles in natural terrestrial ecosystems. *Ecolog Res* 24 (5):955-964.
- GALATOWITSCH, S.M.; RICHARDSON, D.M. 2005. Riparian scrub recovery alters clearing of invasive alien trees in headwater streams of the Western Cape. *Biolog Conserv* 122:509–521.
- GARAY, A.; DI PIETRO, L.B. 1989. Física de Suelos. Degradación de suelos por intensificación de la agricultura. *Publicación Miscelánea N° 47:15-22.*
- GATTO, M.; DE LEO, G.A. 2000. Pricing biodiversity and ecosystem services: The never ending story. *BioScience* 50:347–355.
- GHERSA, C.M.; DE LA FUENTE, E.; SUAREZ, S.; LEON, R.J.C. 2002. Woody species invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. *Agricult, Ecosyst Environm* 88:271-278.
- GHERSA, C.M.; LEON, R.J.C. 1999. Landscape changes induced by human activities in the rolling pampas grassland. In: Eldridge D and Freudenberg D (eds) *People and Rangelands, Building the Future, Proceedings of the 6^o International Rangeland Congress*. Society for Range Management, Townsville, Australia. pp 624–629.
- GILE, L.H.; GIBBENS, R.P.; LENZ, J. M. 1998. Soil-induced variability in root systems of creosotebush (*Larrea tridentata*) and tarbush (*Flourensia cernua*). *J. Arid Environ.* 39:57-78.
- GIORGI, A. 2001. Cost of remediation of the Luján River (Argentina). En: Villacampa, Y; C. A. Brebbia and J. L. Usó (eds.) *Ecosistemas and sustainable development III*, Wit Press, Southampton, págs. 563-570.

- GIORGI, A.; FEIJOO, C.S.; CALVIÑO, P.; DUTWEILLER, F. 1998. Annual variation of periphyton biomass in two plain streams with different macrophyte abundance. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 26:1698-1701.
- GIORGI, A.; FEIJOO, C.; TELL, G. 2005. Primary producer in a Pampean stream: Temporal variation and structuring role. *Biod Conserv* 14(7):1699-1718.
- GLENN, E.P.; NAGLER, P.M. 2005. Comparative ecophysiology of *Tamarix ramosissima* and native trees in western U.S. riparian zones. *J Arid Environm* 61:419-446.
- GLOVER, P.E.; GLOVER, J.; GWYNNE, M.D. 1962. Light rainfall and plant survival in E. Africa, II, Dry grassland vegetation. *J. Ecol.* 50: 199-206.
- GOMEZ-TAGLE, A. 2009. Linking hydrogeology and ecosystems services: differential controls of surface field saturated hydraulics conductivity in a volcanic setting in central Mexico. *Hydrol. Earth Syst. Sci Discuss.* (6):2499-2536.
- GOMEZ-TAGLE et al., 2008b. Conductividad hidráulica saturada de campo: uso de un infiltrómetro de carga constante y anillo sencillo. *Terra Latinoamericana*, 26(4):287-297.
- GONZALEZ ROELANTS, G.C. 1996. Estudio de las propiedades hídricas luego de utilizar labranzas verticales en un suelo cultivado bajo siembra directa. Tesis de Ingeniero Agrónomo. Universidad Nacional de Mar del Plata, Facultad de Ciencias Agrarias, Unidad Integrada Balcarce, Argentina. 35 p.
- GREEN, W.; AMPT, G. 1911. Studies on soil physics. 1. The flow of air and water through soil. *J Agric Sci* 4:1-24
- GREGORY, S.V.; BOYER, K.; GURNELL, A. Eds. 2003. *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. American Fisheries Society: Bethesda, Maryland.
- GREGORY, S.V.; SWANSON, F.V.; McKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41:540-551.
- GRIFFITH, D.R.; MANERRING, J.V.; MOLDENHAUER, W.C. 1977. Conservation tillage in the Eastern Corn Belt. *J. Soil Water Cons.* 32:20-28.

- GRIME, J. P. 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. J. Wiley & Sons: New York.
- GUASCH, H.; SABATER, S. 1994. Primary production on epilithic communities in undisturbed Mediterranean streams. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 25:1761-1764.
- GUEVARA-SANTAMARIA, A. 2009. Conductividad hidráulica de campo en suelos volcánicos bajo dos coberturas en la cuenca hidrográfica Umécuaro-Loma Caliente. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México, 76 p.
- GURNELL, A.M. 2000. Large wood retention in river channels: The case of the Fiume Tagliamento, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms* 25:255–275.
- HARMON, M.E.; FRANKIN, J. F. 1989. Tree seedlings on logs in *Picea-Tsuga* forests of Oregon and Washington. *Ecology* 70:48–59.
- HARPER, J. L. 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press: New York.
- HARRIS, R.; OLSON, C. 1997. Two-Stage System for Prioritizing Riparian Restoration at the Stream Reach and Community Scales. *Rest Ecol* 5:34-42.
- HART, C.H.; WHITE, L.D.; McDONALD, A.; SHENG, Z. 2005. Saltcedar control and water salvage on the Pecos River, Texas, 1999-2003. *J Environm Manag* 75:399-409.
- HATTERSLEY, P.W. 1983. The distribution of C₃ and C₄ grasses in Australia in relation to climate. *Oecologia* 57:113-128.
- HAYCOCK, N.E.; BURT, T.P.; GOULDING, K.W.T.; PINAY, G. Eds. 1997. *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*. Quest Environmental: Harpenden, United Kingdom.
- HAYCOCK, N. E.; PINAY, G. 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffers during winter. *J Environm Quality* 22:273-278.

- HEDIN, L.O.; ARMESTO, J.J.; JOHNSON, A.H. 1995. Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: Evaluation of biogeochemical theory. *Ecology* 76:493-509.
- HIGGINS, S.I.; RICHARDSON, D.M.; COWLING, R.M.; TRINDER-SMITH, T.H. 1999. Predicting the landscape distribution of invasive alien plants and their threat to native plant diversity. *Conserv Biol* 13:303-313.
- HIGLER, L.W.G. 1993. The riparian community of north-west European streams. *Freshwater Biol* 29:229-241.
- HILL, N.M.; KEDDY, P.A. 1992. Prediction of rarities from habitat variables: coastal plain plants on Nova Scotian lake-shores. *Ecology* 73:1852-1859.
- HILLEK, D. 1991. Infiltration and Surface Runoff. In *Introduction to Soil Physics*. Academic Press. Inc. pp.211-231.
- HOBBS, R.J. 1991. Disturbance, a precursor to weed invasion in native vegetation. *Plant Prot Quarterly* 6:99-104.
- HOLDRIDGE, L.R. 1947. Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science* 105:367-368.
- HOLMES, P.M. 2001. A comparison of the impact of winter versus summer burning of slash fuel in alien-invaded fynbos areas in the Western Cape. *Southern African Forest J.* 192: 41–49.
- HOSNER, J.F.; LEAF, A.L.; DICKSON, R.; HART, J.B.Jr. 1965. Effects of varying soil moisture on the nutrient uptake of four bottomland tree species. *Soil Sci Soc Am Proc* 29:313-316.
- HUDSON, G.E. [1918] 1963. *Allá lejos y hace tiempo*. Peuser, Buenos Aires, Argentina, 366 p.
- HULOT, F.D.; LACROIX, G.; LESCHER-MOUTOUE, F.; LOREAU, M. 2000. Functional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. *Nature* 405:340–344.

- HUNSAKER, C.T.; GRAHAM, R.T.; SUTER II, G.W.; O'NEILL, R.; BARNTHOUSE, L.W.; GARDNER, R.H. 1990. Assessing ecological risk on a regional scale. *Environ. Manag.* 14(3):325-332.
- HUPP, C.R.; OSTERKAMP, W.R. 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* 14:277-295.
- HUPP, C.R.; OSTERKAMP, W.R. 1985. Bottomland vegetation distribution along Passage Creek, Virginia, in relation to fluvial landforms. *Ecology* 66:670-681.
- HUSTON, M.A. 1999. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos* 86:393-401.
- INSAUSTI, P.; CHANETON, E.J.; SORIANO, A. 1999. Flooding reverted grazing effects on plant community structure in mesocosms of lowland grassland. *Oikos* 84:266-276.
- INSTITUTO DE BOTANICA DARWINION: En línea < www.darwin.edu.ar> Consultada el día 15/01/2010.
- INVENTARIO RECURSOS NATURALES. RECURSOS HIDRICOS. Provincia de Buenos Aires. 2003. En línea <<http://www.mineria.gov.ar/estudios/irn/baires/b-4.asp#m7>>. Consultada: 06/05/2009
- ISPIZUA, V. 2008. Comunicación personal.
- JACOBO, E.; RODRIGUEZ, A.; HEINRICH, N.; FRASCHINO, L. 2008. Remote sensing to detect deterioration of Flooding Pampa rangeland by the use of glyphosate. Offered papers, International IGC-IRC 2008 Congress, Hohhot China.
- JACOBS, T.C.; GILLIAM, J.W. 1985. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *Journal of Environmental Quality* 14:472-478.
- JACOBS, T.C.; GILLIAM, J.W. 1983. Nitrate loss from agricultural drainage waters: Implications for nonpoint source control. Water Resources Research Institute: University of North Carolina, Raleigh. Report No. 209.

- JARRETT, A.R.; HOOVER, J.R. 1985. Evaluating the effect of increasing concentrations of CO₂ on infiltration rate. *Trans. ASAE*. 28:179-182.
- JERGENTZ, S.; MUGNI, H.; BONETTO, C.; SCHULZ, R. 2005. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. *Chemosphere* 61:817-826.
- JERGENTZ, S.; MUGNI, H.; BONETTO, C.; SCHULZ, R. 2004. Runoff-related endosulfan contamination and aquatic macroinvertebrate response in rural basins near Buenos Aires, Argentina. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 46:345-352.
- JIMENEZ, C.C.; TEJEDO, M.; MORILLAS, G.; NERIS, V. 2006. Infiltration rate in andosols: Effect of change in vegetation cover. *J Soil Water Cons.* 61.3:153-158.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. 1989. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. In: D. P. Dodge (Ed.) *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106:110-127.
- KALAFF, J. 2002. *Limnology*. Prentice-Hall: Upper Saddle River, New Jersey.
- KARR, J.R.; SCHLOSSER, I.J. 1978. Water resources and the land-water interface. *Science* 201:229-134.
- KEDDY, P.A. 1989. *Competition, Population and Community Biology*. Chapman and Hall: New York.
- KUHLER, A.W. 1964. Potential natural vegetation of the conterminous United States. American Geographic Society, Special Publication 36, Washington DC, USA. (Manual explanation and descriptions with large map 1:3,168,000) 155p.
- KUFNER, M.B.; MARCHESE, M.; ROGE, A.P.; ROMANO, M.; ZALBA, S.M. 1998. Informe final Taller Regional Centro. Estrategia Nacional de Biodiversidad, Córdoba, Argentina, 19 p.
- LADD, P.G.; CROSTI, R.; PIGNATI, S. 2005. Vegetative and seedling regeneration after fire in planted Sardinian pinewood compared with that in other areas of Mediterranean-type climate. *J Biogeography* 32:85-98.

- LARCHER, W. 1995. *Physiological Plant Ecology. Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups* 3rd edn. Springer Verlag, Berlin.
- LARGE, A.R.G.; PETTS, G.E. 1994. Rehabilitation of river margins. En: Calow, P., Petts, G.E. (Eds.), *The Rivers Handbook: Hydrological and Ecological Principles*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, United Kingdom, (2):401–418.
- LAVADO, R.S.; TABOADA, M.A. 1988. Water, Salt and Sodium Dynamics in a Natraquoll in Argentina. *Catena an Interdisciplinary Journal of Science Hidrology Geomorphology*. 15:577-594.
- LEÓN, R. 1991. Vegetation. In: SORIANO, A. y R. COUPLAND (Eds.), *Natural Grasslands: Introduction and Western Hemisphere*, Ámsterdam, Elsevier. Pp. 380-387.
- LEÓN, R.J.C; BURKART, S.E.; MOVIA, C.P. 1979, Relevamiento Fitosociológico del Pastizal del Norte de la Depresión del Salado: La Vegetación de la República Argentina. Buenos Aires, INTA, Serie Fitogeográfica N° 17. 90 p.
- LEON, R.J.C.; RUSCH, G.M.; OESTERHELD, M. 1984. Pastizales pampeanos- impacto agropecuario. *Phytocoenologia* 12:201-218.
- LESPEZ, L. 2003. Geomorphic responses to long-term land use changes in Eastern Macedonia (Greece). *Catena* 51:181–208.
- LETEY, J. 1985. Relationship between soil physical properties and crop production. *Adv. Soil Sci* 1:277-294.
- LEVINE, J.M.; PACHEPSKY, E.; KENDALL, B.E.; YELENIK, S.G.; LAMBERS, J.H.R. 2006. Plant–soil feedbacks and invasive spread. *Ecology Letters* 9:1005-1014.
- LEWIN, J. 2001. Alluvial systematics. In D. Maddy, M. G. Macklin, and J. C. Woodward, Eds. *River Basin Sediment Systems: Archives of Environmental Change*. A. A. Balkema: Lisse, The Netherlands. Pp.19-41.
- LEWIS, J.P.; COLLANTES, M.B.; PIRE, E.F.; CARNEVALE, N.J.; BOCCANELLI, S.; STOFELLA, S.L.; PRADO, D.E. 1985. Floristic groups and plant communities of southeastern Santa Fe, Argentina. *Vegetatio* 60:67-90.

- LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H. 1974. Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. *BioScience* 24:447–456.
- LIMB, R.F.; FUHLENDORF, S.D.; TOWNSEND, D.E. 2009. Heterogeneity of Thermal Extremes: Driven by Disturbance or Inherent in the Landscape. *Environm Manag* 43:100–106.
- LOCKWOOD, J.L.; HOOPEES, M.F.; MARCHETTI, M.P. 2008. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- LOVETT, S.; PRICE, P. 1999. *Riparian Land Management Technical Guidelines, v.1: Principles of Sound Management*. LWRRDC, Canberra.
- LOWRANCE, R. 1998. Riparian Forest Ecosystems as Filters for Nonpoint-Source Pollution. In: *Successes, Limitations, and Frontiers in Ecosystem Science*, M. L. Pace and P M. Groffman (Editors). Springer-Verlag, New York, New York, pp. 113-141.
- LOWRANCE, R.; TODD, R.; FAIL, J.Jr.; HENDRICKSON, O.Jr.; LEONARD, R.; ASMUSSEN, L. 1984. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience* 34:374-377.
- LUKEN, J. O.; FONDA, R. W. 1983. Nitrogen accumulation in a chronosequence of red alder communities along the Hoh River, Olympic National Park, Washington. *Canadian Journal of Forest Resources* 13:1228-1237.
- MAGNUSON, J.J.1990. Long-term ecological research and the invisible present. *Bio-Science* 40:495–501.
- MAGETTE, W.L.; BRINSFIELD, R.B.; PALMER, R.E.; WOOD, J.D. 1989. Nutrient and Sediment Removal by Vegetated Filter Strips. *ASABE*. 32(2):0663-0667.
- MANUEL-NAVARRETE, D.; GALLOPIN, G.; BLANCO, M.; DIAZ-ZORITA, M.; FERRARO, D.; HERZER, H.; LATERRA, P.; MURMIS, M.; PODESTA, G.; RABINOVICH, J.; SATORRE, E.; TORRES, F.; VIGLIZZO, E. 2009. Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environment, Develop Sustainability* 11:621-638.

- MARCHANTE, E.; KJOLLER, A.; STRUWE, S.; FREITAS, H. 2008a. Invasive *Acacia longifolia* induce changes in the microbial catabolic diversity of sand dunes. *Soil Biol Biochem* 40:2563-2568.
- MARCHANTE, E.; KJOLLER, A.; STRUWE, S.; FREITAS, H. 2008b. Short- and long-term impacts of *Acacia longifolia* invasion on the belowground processes of a Mediterranean coastal dune ecosystem. *Appl Soil Ecol* 40:210-217.
- MARELLI, J.H.; ARCE, J. 1995. Aportes en Siembra Directa. Enciclopedia Agro de Cuyo. INTA C. R. Córdoba. EEA Marcos Juárez. Manual N° 12 40 p.
- MARIN-CASTRO, B.E. 2010. Variación espacial de la conductividad hidráulica saturada en suelos de origen volcánico bajo tres usos de suelo en el centro de Veracruz, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Instituto de Ecología A.C., 108 p.
- MASER, C.; SEDELL, J.R. 1994. From the Forest to the Sea: The Ecology of Wood in Streams, Rivers, Estuaries, and Oceans. St. Lucie Press: Delray Beach, Florida.
- MAZIA, C.N.; CHANETON, E.J.; GHERSA, C.M.; LEON, R.J.C. 2001. Limits to tree species invasion in Pampean grassland and forest plant communities. *Oecologia* 128:594-602.
- McCLAIN, M.E.; BILBY, R.E.; TRISKA, F.J. 1998. Nutrient cycles and responses to disturbance. Pages 347–372 in R. J. Naiman and R. E. Bilby, Eds. *River Ecology and Management*. Springer-Verlag: New York.
- McCLAIN, M.E.; RICHEY, J.E. 1996. Regional-scale linkages of terrestrial and lotic ecosystems in the Amazon Basin: A conceptual model for organic matter. *Archiv für Hydrobiologie* 113 (Supplement):111–125.
- McDOWELL, W.H.; BOWDEN, W.B.; ASBURY, C.E. 1992. Riparian nitrogen dynamics in two geomorphologically distinct tropical rain forest watersheds: Subsurface solute patterns. *Biogeochemistry* 18:53–75.
- MEYER, J.L.; EDWARDS, R.T. 1990. Ecosystem metabolism and turnover of organic carbon along a blackwater river continuum. *Ecology* 71:668-677.

- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT: ECOSYSTEM AND HUMAN WELL-BEING. A FRAMEWORK FOR ASSESSMENT. 2003. 245 p.
- MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; PETERSEN, R.C.; CUSHING, C.E.; BRUNS, D.A.; SEDELL, J.R.; VANNOTE, R.L. 1985. Developments in stream Ecosystem Theory. *Can J Fisheries Aquatic Sci* 42:1045-1054.
- MITSCH, W.J.; GOSSELINK, J.G. 1993. *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold: New York.
- MOLDAN B.; CERNY, K. 1994. *Biogeochemistry of Small Catchments: A Tool for Environmental Research*. Wiley, Chichester, England. pp. 1–419.
- MONNIER, 1965. Actions des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. *Ann. Agron.* 16:327-400.
- MONTGOMERY, D.R. 1999. Process domains and the river continuum. *J Amer Water Resources Ass* 35:397-410.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. J. Wiley and Sons. NY, USA. 547 p.
- MULDER, C.P.H.; JUMPPONEN, A.; HOGBERG, P.; HUUS-DANELLE, K. 2002. How plant diversity and legumes affect nitrogen dynamics in experimental grassland communities. *Oecologia* 133:412–421.
- MUOTKA, T.; LAASONEN, P. 2002. Ecosystem recovery in restored headwater streams: the role of enhanced leaf retention. *J Appl Ecol* 39:145–156.
- NAIMAN, R.J. 2003. Interactions between species and ecosystem characteristics. In J. T. du Toit, K. H. Rogers, and H. Biggs, Eds. *The Kruger Experience: Ecology and Management of Savanna Heterogeneity*. Island Press: Washington, DC. Pp 221-241.
- NAIMAN, R.J. 2002c. Legitimizing fluvial systems as users of water: An overview. *Environm Manag* 30:455–467.
- NAIMAN, R.J.; BILBY, R.E.; BISSON, P.A. 2000. Riparian ecology and management in the Pacific coastal rain forest. *BioScience* 50:996–1011.

- NAIMAN, R. J.; BILBY, R.E. 1998. River ecology and management in the Pacific Coastal Ecoregion. In R. J. Naiman and R. E. Bilby, Eds. *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer-Verlag: New York. Pp.1-10
- NAIMAN, R.J.; DECAMPS, H.; Mc CLAIN, M.E. 2005. *Riparia: Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities*, Elsevier/Academic Press, San Diego, CA, USA. 430 p.
- NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Rev Ecol Syst* 28:621–658.
- NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. Eds. 1990. *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*. Paris: UNESCO, Park Ridge: Parthenon.
- NAIMAN, R.J.; ROGERS, K.H. 1997. Large animals and the maintenance of systemlevel characteristics in river corridors. *BioScience* 47:521–529.
- NATALE, E.; ZALBA, S.M.; OGGERO, A.; REINOSO, H. 2010. Establishment of *Tamarix ramosissima* under different conditions of salinity and water availability: Implications for its management as an invasive species. *J Arid Environm*. Article in press.
- NATALE, E.; GASKIN, J.; ZALBA, S.M.; CEBALLOS, M.; REINOSO, H. 2008. Species of the genus *Tamarix* (tamarisk) invading natural and semi-natural environments in Argentina. *Bol Soc Arg Bot* 43:137-145.
- NEARY, D.G.; SWANK, W.T.; RIEKERK, H. 1988. An overview of nonpoint source pollution in the Southern United States. In: Hook, D.D., Lea, R. (Eds.), *Proceedings of the Symposium: The Forested Wetlands of the Southern United States*, pp. 1–7.
- NEW JERSEY STORMATER BMP MANUAL. 2003. 20r 9.11: Standard for Vegetated Filter Strip Draft. Pp 9.11-4.
- NEWBOLD, J.D.; ELWOOD, J.W.; O'NEILL, R.V.; VAN WINKLE, W.1981. Measuring nutrient spiralling en streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38:860-863.
- NILSSON, C.; GARDFJELL, M.; GRELSSON, G. 1991. Importance of hydrochory in structuring plant communities along rivers. *Can J Bot* 69:2631-2633.

- NILSSON, C.; GRELSSON, G.; DYNESIUS, M.; JOHANSSON, M.E.; SPERENS, U. 1991. Small rivers behave like large rivers: Effects of postglacial history and plant species richness along riverbanks. *J Biogeography* 18:533–541.
- NILSSON, C.; GRELSSON, G.; JOHANSSON, M.; SPERENS, U. 1989. Patterns of plant species richness along riverbanks. *Ecology* 70:77–84.
- NRC (National Research Council). 1998. *New Strategies for America's Watersheds*. National Academy Press: Washington, DC.
- ODUM, E. P. 1977. *Ecology: The Link Between the Natural and the Social Sciences*. Holt, Rinehart and Winston. 295 p.
- ODUM, E.P.; BARRETT, G.W. 2006. *Fundamentos de Ecología*. 5ªed Editorial Thomson. 600 p.
- OLIVER, C.D.; LARSON, B.C. 1996. *Forest Stand Dynamics*. John Wiley & Sons: New York.
- OMERNIK, J.M. 1995. Ecoregions: A Spatial Framework for Environmental Management. In: *Biological Assessment and Criteria*, W. S. Davis and T.P Simon (Editors). Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp. 49-62.
- O'NEILL, R.V.; JOHNSON, A.R.; KING, A.W. 1989. A hierarchical framework for the analysis of scale. *Landscape Ecology* 3:193-205.
- ORUE, E.; LATERRA, P.; CABRIA, F. 2007. Expansión de la frontera agrícola en Argentina y erosión hídrica: mapas de riesgo utilizando el modelo USLE con apoyo de SIG. En: Rivas, R.; Grisotto, A.; Sacido, M. (Eds.). *Teledetección. Hacia un Mejor Entendimiento de la Dinámica Global*. pp. 185-192.
- OSBORNE, L.L.; KOVACIC, D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biol* (29):243-258.
- OSBORNE, L.L.; WILEY, M.J. 1988. Empirical relationships between land usecover and stream water quality in an agricultural watershed. *International J Environm Waste Manag* (26):9-27.

- PACHECOY, V.; JARSUM, B.; DE LA CRUZ, B.; TASSILE, J.L.; CARNERO, M.; PORCEL DE PERALTA, R. 1996. Estudio y evaluación de la cuenca de aportes hídricos a la localidad de Laguna Larga. Dpto. Río II. Pcia. Córdoba. Primera etapa. Diagnóstico general y propuesta agronómica. Grupo de trabajo SSGRR-INTA.
- PAPADAKIS, J. 1980. El suelo. Albatros, Buenos Aires. pp. 1-346.
- PARODI, L.R. 1942. ¿Por qué no existen bosques naturales en la llanura bonaerense? Revista del Centro de Estudiantes de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de Buenos Aires 30:387-390.
- PARUELO, J.M. 2010. Comunicación personal.
- PARUELO, J.M.; LAUENROTH, W.K. 1996. Relative abundance of plant functional types in grasslands and shrublands of North America. *Ecol Appl* 6:1212-1224.
- PARUELO, J.M.; SALA, O.E. 1990. Caracterización de las inundaciones en la Depresión del Salado (Buenos Aires, Argentina): dinámica de la capa freática. *Turrialba* 40:5-11.
- PATTY, L.; REAL, B.; GRIL, J. 1997. The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. *J Pest Sci* 49 (3):243–251.
- PEET, R.K. 1992. Community structure and ecosystem function. In: D.C. Glenn-Lewin; R.K. Peet and T.T. Veblen (Eds) *Plant succession, Theory and prediction*. Chapman and Hall, London. Pp.103-151
- PENKA, M.; VYSKOT, M.; KLIMO, E.; VASICEK, F. 1991. *Floodplain Forest Ecosystem. II. After Water Management Measures*. Elsevier: Ámsterdam, The Netherlands.
- PERELMAN, S.B. 1996. Análisis multivariado descriptivo aplicado al estudio de las comunidades de pastizal de la Pampa Deprimida. Tesis de Magister Scientiae. Escuela para Graduados. Facultad de Agronomía. UBA.
- PERELMAN, S.B.; LEÓN, R.J.C.; OESTERHELD, M. 2001. Cross-scale vegetation patterns of Flooding Pampa grasslands. *J Ecol* 89:562-577.

- PERKINS, D.B.; HAWS, N. W.; JAWITZ, J.W.; DAS, B.S.; RAO, P.S.C. 2007. Soil hydraulic properties as ecological indicators in forested watersheds impacted by mechanized military training. *Ecological Indicators*. 7:589-597.
- PERRIN, C.J., SHORTREED, K.S.; STOCKNER, J.G. 1984. An integration of forest and lake fertilization: Transport and transformations of fertilizer elements. *Can J Fisheries and Aquatic Sci* 41:253–262.
- PERROT, K.W.; SARATCHANDRA, S.U.; WALLER, J.E. 1990. Seasonal storage and release of phosphorus and potassium by organic matter and the microbial biomass in a high-producing pastoral unit. *Aust. J. Soil Res.* 28:593-608.
- PETERJOHN, W.T.; CORRELL, D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of the riparian forest. *Ecology* 65:1466-1475.
- PETERSEN, R.C.Jr. 1992. The RCE: a riparian, channel and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwat. Biol.* 27:295-306.
- PETIT, N.E.; NAIMAN, R.J. 2005. Flood-deposited wood debris and its contribution to heterogeneity and regeneration in a semi-arid riparian landscape. *Oecologia* 145:434-444.
- PETIT, N.E.; FROEND, R.H.; DAVIES, R.H. 2001. Identifying the natural flow regime and the relationship with riparian vegetation for two contrasting Western Australian rivers. *Regulated Rivers: Res Managt* 17:201–215.
- PFISTER, R. D. 1989. Ecological site classification in northern Rocky Mountain forests: putting theory to practice. In: *Forestry on the Frontier. Proceedings, 1989 National Convention, Society of American Foresters, Washington, DC, USA.* 444p.
- PHILLIPS, C.; MARDEN, M. 2004. Motueka Riparian Typology Assessment. Motueka Integrated Catchment Management Programme Report Series 01.
- PHILLIPS, P.J.; DENVER, J.M.; SHEDLOCK, R.J.; HAMILTON, P.A. 1993. Effect of forested wetlands on nitrate concentrations in ground water and surface water on the Delmarva Peninsula. *Wetlands* 13:75–83.

- PIEDADE, M.T.F.; WORBES, M.; JUNK, W.J. 2001. Geocological controls on elemental fluxes in communities of higher plants in Amazonian floodplains. In M. E. McClain, R. L. Victoria, and J. E. Richey, Eds. *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. Oxford University Press: Oxford. Pp.209-234
- PIKUL, J.L.Jr.; ALLMARAS, R.R. 1986. Physical and chemical properties of a Haploxeroll after fifty years of residue management. *Soil.Sci.Soc.Am.J.* 50:214-219.
- PLA SENTIS, I. 1988. Desarrollo de Índices y Modelos para el Diagnóstico y la Prevención de la Degradación de Suelos Agrícolas en Venezuela. Universidad Central de Maracay, pp. 5-56.
- PLANTY-TABACCHI, A.M.; TABACCHI, E.; NAIMAN, R.J.; DEFERRARI, C.; DECAMPS, H. 1996. Invasibility of species rich communities in riparian zones. *Cons Biol* 10:598–607.
- PLATTS, W.S.; MEGAHAN, W.F.; MINSHALL, G.W. 1983. Methods for evaluating stream, riparian, and biotic conditions. U.S. Forest Service General Technical Report INT-138.
- POFF, N.L.; ALLAN, J.D.; BAIN, M.B.; KARR, J.R.; PRESTEGAARD, K.L.; RICHTER, B.D.; SPARKS, R.E.; STROMBERG, J.C. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration, *Bioscience* 47:769–784.
- PORTA, C.J.; ROQUERO, C.; ACEVEDO, L.M. 1999. Edafología, para la agricultura y el medio ambiente., 2^{da}. Mundi-Prensa, Madrid, España.
- POSTEL, S.L. 1998. Water for food production: Will there be enough in 2025? *Bio-Science* 48:629–637.
- POTTER, K.M.; CUBBAGE, F.W.; SCHABERG, R.H. 2005. Multiple-scale landscape predictors of benthic macroinvertebrate community structure in North Carolina. *Landscape and Urban Planning* 71:77–90.
- PREGITZER, K.S.; FRIEND, A.L. 1996. The structure and function of *Populus* root systems. In R. F. Stettler, H. D. Bradshaw, Jr., P. E. Heilman, and T. M. Hinckley, Eds. *Biology of Populus and its Implications for Management and Conservation*.

NRC Research Press: National Research Council of Canada, Ottawa, Ontario, Canada. Pp.331-354

PRICE, P.; LOVETT, S. 2002a. Managing riparian land. Fact Sheet 1, Land & Water Australia, Canberra.

PRICE, P.; LOVETT, S. 2002b. Streambank stability. Fact Sheet 2, Land & Water Australia, Canberra.

PRICE, P.; LOVETT, S. 2002c. Improving water quality. Fact Sheet 3, Land & Water Australia, Canberra.

PRICE, P.; LOVETT, S. 2002d. Maintaining in-stream life. Fact Sheet 4, Land & Water Australia, Canberra.

PRICE, P.; LOVETT, S. 2002e. Riparian habitat for wildlife. Fact Sheet 5, Land & Water Australia, Canberra.

PRICE, P.; LOVETT, S.; LOVETT, J. 2004. Managing riparian widths. Fact Sheet 13, Land & Water Australia, Canberra.

PRINGLE, C.M.; FREEMAN, M.C.; FREEMAN, B.J. 2000. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the New World: tropical-temperate comparisons. *BioScience* 50:807–823.

PROYECTO RIAP. 2002. Caracterización del Área de Influencia de la EEA INTA Balcarce.

QUINN, J. M. 2000. Effects of Pastoral Development. In: *New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management*, Kevin J. Collier and Michael J. Winterbourn (Editors). Caxton Press, Christchurch, New Zealand, pp. 208-229.

QUINN, J.M. 1999. Towards a riparian zone classification for the Piako and Waihou River catchments. Environment Waikato Technical Report TR99/16.

QUINN, J.M.; BURRELL, G.P.; PARKYN, S.M. 2000. Influence of leaf toughness and nitrogen content on in-stream processing and nutrient uptake in a Waikato, New

Zealand, pasture stream and streamside channels. *N Z J Marine and Freshwater Res* 34:255-274.

RADCLIFFE, D.E.; TOLLNER, E.W.; HARGROVE, W.L.; CLARK, R.L.; GOLABI, M.H. 1988. Effects of tillage practices on infiltration and soil strength of a typic Hapludult soil after ten years. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:798-804.

RADKE, J.K.; BERRY, E.C. 1993. Infiltration as a tool for detecting soil changes due to cropping, tillage, and grazing livestock. *Am. J. Alternative Agric.* 8:164-174.

RANDALL, J.M. 1997. Defining weeds of natural areas. In: Luken, J., Thieret, J. (Eds.). *Assessment and Management of Plant Invasion*. Springer, New York, pp. 18-25.

RAWLS, W.J.; BRAKENSIEK, D.L.; MILLER, N. 1983. Green-Ampt infiltration parameters from soils data. *J. Hydraulic Eng. ASCE* 109: 62-70.

REAL ACADEMIA ESPAÑOLA. 2009. *Diccionario de la lengua Española*. Santillana. 820 p.

RHEINHARDT, R. D.; MCKENNEY-EASTERLING, M.; BRINSON, M.M.; MASINARUBBO, J.; BROOKS, R. P.; WHIGHAM, D.F.; O'BRIEN, D.; HITE, J.T.; ARMSTRONG, B.K. 2009. Canopy Composition and Forest Structure Provide Restoration Targets for Low-Order Riparian Ecosystems. *Restoration Ecology* 17: (1): 51–59.

RHEINHARDT, R.; BRINSON, M.; BROOKS, R.; MCKENNEY-EASTERLING, M.; MASINARUBBO, J.; HITE, J.; ARMSTRONG, B. 2007. Development of a reference-based method for identifying and scoring indicators of condition for coastal plain riparian reaches. *Ecolog Indicators* 7:339–361.

RICHARDSON, D.M. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Cons Biol* 12(1):18-26.

RICHARDSON, D.M.; HOLMES, P.M.; ESLER, K.J.; GALATOWITSCH, S.M.; STROMBERG, J.C.; KIRKMAN, S.P.; PYSEK, P.; HOBBS, R.J. 2007. Riparian vegetation-degradation, alien plant invasions and restoration prospects. *Diversity and Distributions* 13:126–139.

- RICHTER, B.D.; WARNER, A.T.; MEYER, J.L.; LUTZ, K. 2006. A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations, *River Res. Appl.* 22:297–318.
- RICHTER, B.D.; MATHEWS, R.; HARRISON, D.L.; WIGINGTON, R. 2003. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity, *Ecol. Appl.* 13:206–224.
- RICKLEFS, R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235:167-171.
- ROBERTSON, K.R. 2001. The Tallgrass Prairie. *Integrative Biology* 335. 9 p.
- ROBINS, J.D.; CAIN, J.R. 2002. The past and present condition of the Marsh Creek watershed. Berkeley, CA: Natural Heritage Institute. 71 p.
- RODRIGUEZ, A.; JACOBO, E.; VILARINO, J.; KESSEL, K. 2008a. Changes on floristic composition of Flooding Pampa rangeland by the use of glyphosate. Offered papers, International IGC-IRC 2008 Congress, Hohhot China.
- RODRIGUEZ, A.; JACOBO, E.; ZANDUETA, J. 2008b. Changes on seed bank composition of Flooding Pampa rangeland by the use of glyphosate. Offered papers, International IGC-IRC 2008 Congress, Hohhot China.
- RODRIGUEZ, C.; COSTA, B.; LEZAMA, F. 2008. La diversidad biológica de la pradera natural uruguaya. Facultad de Ciencias. Universidad de la República. 5 p.
- RODRIGUEZ-ECHEVERRIA, S.; CRISOSTOMO, J.A.; NABAIS, C.; FREITAS, H. 2009. Belowground mutualists and the invasive ability of *Acacia longifolia* in coastal dunes of Portugal. *Biol Invasions* 11:651-661.
- ROSE, C.W.; YU, B.; HOGARTH, W.L.; OKOM, A.E.A.; GHADIRI, H. 2003. Sediment deposition from flow at low gradients into a buffer strip – a critical test of re-entrainment theory. *J. Hydrol.* 280 (1-4):33-51.
- ROSENGURTT, B.; ARRILLAGA, B.; IZAGUIRRE, P. 1970. Gramíneas uruguayas.

- ROSGEN, D. L. 1994. A Classification of Natural Rivers. *Catena* 22:169-199.
- ROT, B.W.; NAIMAN, R.J.; BILBY, R.E. 2000. Stream channel configuration, landform, and riparian forest structure in the Cascade Mountains, Washington. *Can J Fisheries and Aquatic Sci* 57:699–707.
- ROTH, N.E.; ALLAN, J.D.; ERICKSON, D.L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple scales. *Landscape Ecol.* 11(3):141-156.
- ROWNTREE, K.M., 1991. An assessment of the potential impact of alien invasive vegetation on the geomorphology of river channels in South Africa. *South African J Aquatic Sci* 17:28–43.
- RUBIO, G.; CASASOLA, G.; LAVADO, R.S. 1995. Adaptations and biomass production of two grasses in response to water logging and soil nutrient enrichment. *Oecologia* 102:102-105.
- RUSCH, G.M.; OESTERHELD, M. 1997. Relationship between productivity and species functional group diversity in grazed and non-grazed pampas grassland. *Oikos* 78:519-526.
- SABATER, S. 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: Patterns and factors of variation. *Ecosystems* 6:20–30.
- SAGE, R. 2010. Comunicación personal.
- SALA, O.E. 1988. The effect of herbivory on vegetation structure. *Plant Form and Vegetation Structure* (Eds M.J.A. Werger, P.J.M. van der Aart, H.J. During & J.T.A. Verboeven). SPB Academic Publishing, The Hague. Pp.317-330
- SALA, O.E.; OESTERHELD, M.; LEÓN, R.J.C.; SORIANO, A. 1986. Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. *Vegetatio* 67:27-32.
- SALO, J. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature* 322:254–258.

- SAND-JENSEN, K.; MOLLER, J.; OLESEN, B.H. 1988. Biomass regulation of microbenthic algae in Danish lowland streams. *Oikos* 53:332-340.
- SANYAL, S.K.; DE DATTA, S.K., 1991. Chemistry of phosphorus transformations in soil. *Adv. Soil Sci.* 16:1-120.
- SCHAMA, S. 1995. *Landscape and Memory*. Fontana Press: London.
- SCHELLEMTRAGER, G.W.; DOOLITTLE, J.A. 1991. Using systematic sampling to study regional variation of soil map unit. Spatial variabilities of soils and landforms. Soil Science Society of America. Wisconsin, USA. Special Publications. Number 28.
- SCHELLINGER, G.R.; CLAUSEN, J.C. 1992. Vegetative filter treatment of dairy barnyard runoff in cold regions. *J. Environ. Qual.* 21:40-45.
- SCHMIDT, W. 1989. Plant dispersal by motor cars. *Vegetatio* 80:147–152.
- SCOTT, R.L.; SHUTTLEWORTH, W.J.; GOODRICH, D.C.; MADDOCK, T. 2000. The water use of two dominant vegetation communities in a semiarid riparian ecosystem. *Agric Forest Meteorol* 105:241–256.
- SEELBACH, P.W.; WILEY, M.J.; KOTANCHIK, J.C.; BAKER, M.E. 1997. A Landscape-Based Ecological Classification System for River Segments in Lower Michigan (MI-SEC Version 1.0). Michigan Department of Natural Resources Fisheries Report No. 2036, Ann Arbor, Michigan, 51 p.
- SEGERER, C.; VILLODAS, R. 2006. Hidrología I. Unidad 7: Infiltración. Facultad de Ingeniería Civil. Universidad Nacional de Cuyo.
- SELBY, M.J. 1982. *Hillslope materials and processes*. Oxford, Oxford University Press.
- SHARKAWY, A. 2010. Comunicación personal.
- SHARPLEY, A. 1995. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. *Ecol. Eng.* 5:261-279.
- SHARROW, S.H. 2007. Soil compaction by grazing livestock in silvopastures as evidenced by changes in soil physical properties. *Agrofor. Systems* 71(3):215-223.

- SHENKER, M.; SEITELBACH, S.; BRAND, S.; HAIM, A.; LITAOR, M.I. 2005. Redox reactions and phosphorus release in re-flooded soils of an altered wetland. *Eur. J. Soil Sci.* 56:515-527.
- SHMIDA, A.; WILSON, M. 1985. Biological determinants of species diversity. *J Biogeog* 12:1-20.
- SIERRA, E.M.; HURTADO, R.H.; SPESCHA, L. 2001. Corrimiento de las isoyetas anuales medias decenales en la Región Pampeana 1941-1990. *Rev Argentina de Agrometeorol* 1:95-99.
- SIGAFOOS, R.S. 1964. Botanical evidence of floods and flood plain deposition. U.S. Geological Survey, Washington, DC. Professional Paper 485-A
- SIMBERLOFF, D.; VON HOLLE, B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasion meltdown? *Biological Invasions* 1:21-32.
- SLIVA, L.; WILLIAMS, D.D. 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Wat. Res.* 14:3462-3472.
- SMITH, S.D.; DEVITT, D.A.; SALA, A.; CLEVERLY, J.R.; BUSCH, D.E. 1998. Water relations of riparian plants from warm desert regions. *Wetlands* 18:687-696.
- SMITH, R.E.; PARLANGE, J. 1978. A parameter-efficient hydrologic infiltration model. *Water Resources Res.* 14: 533-538.
- SNYDER, K. A.; WILLIAMS, D.G. 2000. Water sources used by riparian trees vary among stream types on the San Pedro River, Arizona. *Agricultural and Forest Meteorology* 105:227-240.
- SOBIERAJ, J.A. 2003. Spatial patterns of saturated hydraulic conductivity and its controlling factors for forested soilscapes. - University of Cincinnati.
- SOBIERAJ, J.A.; ELSENBEER, H.; CAMERON, G. 2004. Scale dependency in spatial patterns of saturated hydraulic conductivity. *CATENA* 55:49-77.
- SOIL SURVEY STAFF. 1975. Status Department of Agricultura: Soil Taxonomy.

- SOLARI, L.C.; CLAPS M.C. 1996. Planktonic and benthic algae of a pampean river (Argentina): comparative analysis. *Annals de Limnologie* 32:89–95.
- SORIANO, A. 1992. Río de la Plata Grasslands. In: Coupland RT (Ed). *Natural Grasslands. Ecosystems of the World 8A*, Elsevier, Amsterdam. pp 367-407
- SPAETH, K.E.; PIERSON, F.B.; WELTZ, M.A.; AWANG, J.B. 1996. Gradient analysis of infiltration and environmental variables as related to rangeland vegetation. *Trans. ASAE*. 39:67-77.
- SPEGAZZINI, C. 1896. Contribución al estudio de la flora de la Sierra de la Ventana. Ministerio de Obras Públicas, Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina, 87 p.
- SPONSELLER, R.A.; BENFIELD, E.F.; VALETT, H.M. 2001. Relationships between land uses. *Freshwater Biol.* 46:1409-1424.
- STANFORD, J.A.; WARD, J.V. 1992. Management of aquatic resources in large catchments: Recognizing interactions between ecosystem connectivity and environmental disturbance. In R. J. Naiman, Ed. *Watershed Management*. Springer-Verlag: New York. Pp.91-124
- STERNER, R.W.; ELSER, J.J. 2002. *Ecological Stoichiometry*. Princeton University Press: Princeton, New Jersey.
- STEWART, J.W.B.; TIESSEN, H. 1987. Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry* 4:41-60.
- STOHLGREN, T.J.; BARNETT, D.T.; KARTESZ, J.T. 2003. The rich get richer: patterns of plant invasions in the United States. *Frontiers in Ecol Environm* 1:11–14.
- SUAREZ, L.; VIDAL-ABARCA, R. 2000. Metabolism of a semi-arid stream of south east Spain. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27:756-761.
- SWANSON, S.; MILES, R.; LEONARD, S.; GENZ, K. 1988. Classifying rangeland riparian areas: The Nevada task force approach. *J Soil Water Cons* 43:259–263.

- SYVERSEN, N. 2005. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecol Engin* 24:483-490.
- TABACCHI, E. 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes* 14:2959–2976.
- TEERI, J.A.; STOWE, L.G. 1976. Climatic patterns and the distribution of C₄ grasses in North America. *Oecologia (Berlin)* 23:1-12.
- TILMAN, D. 2000. Causes, consequences and the ethics of biodiversity. *Nature* 405:208–211.
- TOBON, C.L.; BRUIJINZEL, A.; FRUMAU, A.; CALVO, J.C. 2004. Changes in soil physical properties alter conversion of tropical montane cloud forest to pasture in northern Costa Rica. En *Second International Symposium Mountains in the Mist*. Waimea, Hawaii.
- TOMER, M.D.; DOSSKEY, M.G.; BURKART, M.R.; JAMES, D.E.; HELMERS, M.J.; EISENHAUER, D.E. 2009. Methods to prioritize placement of riparian buffers for improved water quality. *Agroforestry Systems* 75:17-25.
- TOORA, G.S.; CONDRONB, L.M.; DIB, H.J.; CAMERON, K.C.; CADE-MENUNC, B.J. 2003. Characterization of organic phosphorus in leachate from a grassland soil. *Soil Biol. Biochem.* 35:1317-1323.
- TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. 1991. *Quantitative Methods in Landscape Ecology. The Analysis and Interpretation of Landscape Heterogeneity*. Springer Verlag, Berlin.
- TUXEN, R. 1956. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Stolzenau-au/Weser. Angewandte Pflanzensoziologie.* 13: 5-42.
- UNGER, P.W. 1992. Infiltration of simulated rainfall: Tillage system and crop residue effect. *Soil Sci. Am. J.* 56:283-289.
- UNGER, P.W. 1990. Conservation tillage systems. *Adv. Soil Sci.* 13:27-68.

- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE, 1996. Soil survey laboratory methods manual. Soil Survey Investigations Report N° 42. Washington DC, USA, 693p.
- USDA NRCS. 1997. National range and pasture handbook. Natural Resources Conservation Service, Washington, DC, USA.
- UUSI-KAMPPA, J.; TURTOLA, E.; HARTIKAINEN, H.; YLARANTA, T. 1997. The interactions of buffer zones and phosphorus runoff. Buffer zones: their processes and potential in water protection. In: Haycock, N.E., Burt, T.P., Goulding, K.W.T., Pinay, G. (Eds.), Proceedings of the International Conference on Buffer Zones, Heythrop Park, UK, September 1996, pp. 43–53.
- VADAS, R.L.; SANGER, J.E. 1997. Lateral zonation of trees along a small Ohio stream. *Ohio J Sci* 97:107–112.
- VAN CLEVE, K.; VIERECK, L.A.; SCHLENTNER, R.L. 1971. Accumulation of nitrogen in alder (*Alnus*) ecosystems near Fairbanks, Alaska. *Arctic Alpine Res* 3:101-114.
- VAN CLEVE, K.; YARIE, J.; ERICKSON, R.; DYRNESS, C.T. 1993. Nitrogen mineralization and nitrification in successional ecosystems on the Tanana River floodplain, interior Alaska. *Can J Forest Res* 23:970–978.
- VAN COLLER, A.L.; ROGERS, K.H.; HERITAGE, G.L. 2000. Riparian vegetation environment relationships: Complimentarity of gradients versus patch hierarchy approaches. *J Veg Sci* 11:337–350.
- VAN COLLER, A.L.; ROGERS, K.H.; HERITAGE, G.L. 1997. Linking riparian vegetation types and fluvial geomorphology along the Sabie River within Kruger National Park, South Africa. *African J Ecol* 35:194–212.
- VANDENBERGHE, J. 1995. Timescales, climate and river development. *Quaternary Sci Rev* 14:631–638.
- VAN DER VALK, A.G. 1981. Succession in wetlands, a gleasonian approach. *Ecology* 62:688–696.

- VAN DER VALK, A.G.; SWANSON, S. D.; NUSS, R. F. 1983. The response of plant species to burial in three types of Alaskan wetlands. *Can J Bot* 61:1150-1164.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINGS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. 1980. The river continuum concept. *Can J Fisheries Aquatic Sci.* 37:130-137.
- VERVOORST, F.B. 1967. Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado. La Vegetación de la República Argentina, Buenos Aires INTA. Serie Fitogeográfica N° 7. 259 p.
- VIGLIZZO, E.F.; PORDOMINGO, A.L.; CASTRO, M.G.; LÉRTORA, F.A. 2003. Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the Pampas of Argentina. *Environ. Monitor. Assess.* 87:169-195.
- VIGLIZZO, E., ROBERTO, A. LERTORA, F.; LOPEZ GAY, E. 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of the Argentine Pampas. *Agric, Ecosyst Environm.* 66:61-70.
- VILCHES, C. 2005. Comparación del metabolismo en productores del arroyo Las Flores. Tesis de licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Luján. 83 p.
- VILLAMIL, C. 2008. Comunicación personal.
- VITOUSEK, P.M. 1990. Biological invasions and ecosystem processes: toward an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos* 57:7-13.
- VOSSE, S., 2006. The restoration potential of fynbos riparian seed banks following alien clearing. M.Sc. Thesis. Stellenbosch University.
- VOSSE, S.; ESLER. K.J.; RICHARDSON, D.M.; HOLMES, P.M. 2008. Can riparian seed banks initiate restoration after alien plant invasion? Evidence from the Western Cape, South Africa. *South African J Bot* 74:432–444.
- WALKER, L. 1989. Soil nitrogen changes during primary succession on a floodplain in Alaska, USA. *Arctic Alpine Res* 21:341–349.

- WALKLEY, A.; BLACK, IA. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37:29-38.
- WARD, J.H. 1963. *Journal of the American Statistical Association.* 58:236-244.
- WEBSTER'S NEW UNIVERSAL UNABRIDGED DICTIONARY. 2003. 2264 p.
- WEIHER, E.; KEDDY, P.A. 1995. The assembly of experimental wetland plant communities. *Oikos* 73:323-335.
- WHITTAKER, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecolog Monog* 30:279-338.
- WILEY, M.J.; OSBORNE, L.L.; LARIMORE, R.W. 1990. Longitudinal structure of an agricultural prairie system and its relationship to current stream ecosystem theory. *Can J Fisheries Aquatic Sci* 47:373–384.
- WILLIAMS, M., HOPKINSON, C.; RASTETTER, E.; VALLINO, J.; CLAESSENS, L. 2005. Relationships of land use and stream solute concentrations in the Ipswich River basin, Northeastern Massachusetts. *Water Air Soil Pollut.* 161:55-74.
- WILLIAMSON, M. 1996. *Biological invasions.* Chapman & Hall. Londres.
- WIT, A.M.W. 2001. Runoff controlling factors in various sized catchments in a semi-arid Mediterranean environment in Spain. Ph. D. Thesis Thesis, Universiteit Utrecht, Utrecht, The Nederland's, 229 pp.
- WOODS, K.D. 1997. Community response to plant invasion. In: Luken, J., Thieret, J. (Eds.), *Assessment and Management of Plant Invasions.* Springer, New York, pp.56-68.
- XIONG, S.; NILSSON, C.; JOHANSSON, M.E. and JANSSON, R. 2001. Responses of riparian plants to accumulations of silt and plant litter: The importance of plant traits. *J Veg Sci* 12:481–490.

- YOUNG, R.G.; HURYN, A. 1996. Interannual variation in discharge controls ecosystem metabolism along a grassland river continuum. *Can J Fisheries Aquatic Sci* 53:2199-2211.
- ZALBA, S.M.; VILLAMIL, C.B. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions* 4:55-72.
- ZALBA, S.M.; BARRIONUEVO, L.; CUEVAS, Y. 2000. Pines invasion and control in an Argentinean grassland nature reserve. In: Légere A (Ed) Abstracts III International Weed Science Congress. International Weed Science Society. Iguassu Falls, Brazil. Pp208
- ZAMORA, M. 2004. Evaluación del transporte de nitratos en la zona no saturada de un suelo de Tres Arroyos en un cultivo de maíz fertilizado. Tesis de Magister Scientiae. Universidad Nacional de Mar del Plata, Facultad de Ciencias Agrarias, Unidad Integrada Balcarce, Argentina. 77 p.
- ZAPATA-SIERRA, A.; MANZANO-AGUGLIARO, F. 2008. Influencia de seis especies arbóreas en la infiltración de agua en el suelo. *Agrociencia* 42:835-845.
- ZAVALETA, E. 2000. The economic value of controlling an invasive shrub. *Ambio* 29:462-467.
- ZIMMERMANN, B.; ELSENBEER, H. 2008. Spatial and temporal variability of soil saturated hydraulic conductivity in gradients of disturbance, *J Hydrology*, 361:78-95.
- ZUZEL, J.F.; PIKUL, J.L.; RASMUSSEN, P.E. 1990. Tillage and fertilizer effects on water infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:205-208.

APÉNDICE

I. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo.

Sitio	Arroyo	Coordenadas geográficas
1	Del Junco	S 37° 50' 29.3" W 58° 08' 43.7"
2	Del Junco	S 37° 49' 57.1" W 58° 07' 00.2"
3	Del Junco	S 37° 49' 59.7" W 58° 07' 05.1"
4	Del Junco	S 37° 49' 59.4" W 58° 07' 04.8"
5	Del Junco	S 37° 49' 13.7" W 58° 05' 38.9"
6	Del Junco	S 37° 50' 03.3" W 58° 07' 19.8"
7	Del Junco	S 37° 50' 00.0" W 58° 07' 21.0"
8	Dulce	S 37° 52' 22.4" W 58° 03' 20.0"
9	Dulce	S 37° 52' 22.6" W 58° 03' 21.8"
10	Dulce	S 37° 53' 16.5" W 58° 06' 32.7"
11	Dulce	S 37° 53' 16.0" W 58° 06' 33.1"
12	Dulce	S 37° 53' 14.7" W 58° 06' 32.3"
13	Dulce	S 37° 53' 14.5" W 58° 06' 31.9"
14	Del Junco	S 37° 50' 02.9" W 58° 07' 14.2"
15	Del Junco	S 37° 50' 46.7" W 58° 06' 26.2"
16	Del Junco	S 37° 50' 43.4" W 58° 06' 32.5"
17	Del Junco	S 37° 50' 43.2" W 58° 06' 40.9"
18	Del Junco	S 37° 49' 51.3" W 58° 06' 43.1"
19	Dulce	S 37° 51' 43.5" W 58° 02' 02.3"
20	Dulce	S 37° 49' 47.9" W 58° 00' 26.3"
21	Dulce	S 37° 49' 44.9" W 58° 00' 19.3"
22	Dulce	S 37° 49' 42.8" W 58° 00' 16.9"
23	Dulce	S 37° 51' 43.0" W 58° 01' 56.7"
24	El Crespo	S 37° 41' 07.7" W 58° 20' 38.4"
25	El Crespo	S 37° 41' 07.9" W 58° 20' 38.4"
26	El Crespo	S 37° 41' 09.5" W 58° 20' 38.5"
27	El Crespo	S 37° 41' 11.6" W 58° 20' 39.5"
28	El Crespo	S 37° 44' 16.9" W 58° 21' 03.2"
29	El Crespo	S 37° 44' 20.6" W 58° 21' 04.2"
30	El Crespo	S 37° 45' 51.9" W 58° 22' 02.2"
31	El Crespo	S 37° 45' 51.4" W 58° 22' 02.4"
32	El Crespo	S 37° 45' 49.0" W 58° 22' 01.2"
33	El Crespo	S 37° 45' 48.3" W 58° 22' 00.0"
34	2do. Brazo	S 38° 05' 16.1" W 60° 17' 30.2"
35	2do. Brazo	S 38° 05' 18.3" W 60° 17' 30.2"
36	2do. Brazo	S 38° 10' 58.3" W 60° 18' 07.6"
37	2do. Brazo	S 38° 10' 56.5" W 60° 18' 06.2"
38	2do. Brazo	S 38° 20' 27.2" W 60° 15' 48.0"
39	2do. Brazo	S 38° 20' 26.7" W 60° 15' 48.3"
40	1er. Brazo	S 38° 18' 08.1" W 60° 13' 02.3"
41	1er. Brazo	S 38° 18' 10.6" W 60° 13' 05.4"
42	1er. Brazo	S 38° 21' 31.1" W 60° 14' 31.2"
43	1er. Brazo	S 38° 23' 03.2" W 60° 14' 50.5"
44	3er. Brazo	S 38° 13' 45.2" W 60° 21' 02.8"
45	3er. Brazo	S 38° 13' 43.9" W 60° 21' 04.8"
46	3er. Brazo	S 38° 13' 49.2" W 60° 21' 00.8"
47	3er. Brazo	S 38° 13' 47.7" W 60° 21' 01.9"
48	Claromecó	S 38° 50' 41.0" W 60° 05' 11.5"
49	Claromecó	S 38° 50' 42.3" W 60° 05' 11.8"
50	Claromecó	S 38° 50' 27.7" W 60° 05' 19.7"
51	Claromecó	S 38° 50' 25.3" W 60° 05' 20.4"
52	Claromecó	S 38° 49' 32.0" W 60° 05' 51.2"
53	Claromecó	S 38° 49' 31.9" W 60° 05' 51.2"
54	Claromecó	S 38° 42' 08.4" W 60° 10' 07.3"
55	Claromecó	S 38° 42' 08.1" W 60° 10' 06.7"
56	3er. Brazo	S 38° 21' 05.0" W 60° 18' 33.4"
57	Dulce	S 37° 53' 00.9" W 58° 00' 25.8"
58	Dulce	S 37° 51' 43.5" W 58° 01' 57.8"
59	Dulce	S 37° 51' 44.7" W 58° 01' 57.8"
60	3er. Brazo	S 38° 22' 57.1" W 60° 18' 01.6"
61	1er. Brazo	S 38° 24' 27.9" W 60° 15' 15.9"
62	1er. Brazo	S 38° 23' 52.2" W 60° 14' 56.7"
63	Claromecó	S 38° 25' 14.7" W 60° 15' 54.4"
64	Claromecó	S 38° 49' 34.9" W 60° 05' 47.6"
65	3er. Brazo	S 38° 03' 03.5" W 60° 24' 50.5"

II. Análisis de agrupamientos de las comunidades vegetales ribereñas.

