
DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU). *Resolución N° 1178/11. Calificación "B".*

Evaluación del impacto de ingresos puntuales de contaminantes en arroyos de llanura y pautas para su remediación

Trabajo de tesis para optar por el título de Doctor en Ciencia y Tecnología de la
Universidad Nacional de General Sarmiento

Autor: **Gabriel Omar Basílico**

Directora: Laura de Cabo
Co-Directora: Ana Faggi

Fecha: 22 de septiembre de 2014

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU). Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

FORMULARIO "E" TESIS DE POSGRADO

Niveles de acceso al documento autorizados por el autor

El autor de la tesis puede elegir entre las siguientes posibilidades para autorizar a la UNGS a difundir el contenido de la tesis: _a_

- a) *Liberar el contenido de la tesis para acceso público.*
 - b) *Liberar el contenido de la tesis solamente a la comunidad universitaria de la UNGS:*
 - c) *Retener el contenido de la tesis por motivos de patentes, publicación y/o derechos de autor por un lapso de cinco años.*
- a. Título completo del trabajo de Tesis: Evaluación del impacto de ingresos puntuales de contaminantes en arroyos de llanura y pautas para su remediación
- b. Presentado por (Apellido/s y Nombres completos del autor): Basílico, Gabriel Omar
- c. E-mail del autor: gabrielomarbasilico@hotmail.com
- d. Estudiante del Posgrado (consignar el nombre completo del Posgrado):
Doctorado en Ciencia y Tecnología
- e. Institución o Instituciones que dictaron el Posgrado (consignar los nombres desarrollados y completos): Universidad Nacional de General Sarmiento
- f. Para recibir el título de (consignar completo):
 - a) Grado académico que se obtiene: Doctor
 - b) Nombre del grado académico: Doctor en Ciencia y Tecnología
- g. Fecha de la defensa: / / /
 día mes año
- h. Director de la Tesis (Apellidos y Nombres): de Cabo, Laura; Faggi, Ana
- i. Tutor de la Tesis (Apellidos y Nombres): Herrero, Ana
- j. Colaboradores con el trabajo de Tesis:-
- k. Descripción física del trabajo de Tesis (cantidad total de páginas, imágenes, planos, videos, archivos digitales, etc.): 197 páginas; tres partes; cinco capítulos; dos anexos; 67 figuras y 28 tablas.

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU). *Resolución N° 1178/11. Calificación "B".*

l. Alcance geográfico y/o temporal de la Tesis: Periurbano bonaerense, región pampeana.

m. Temas tratados en la Tesis (palabras claves): ARROYOS PAMPEANOS, CONTAMINACIÓN HÍDRICA; ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUA Y RIBERAS; FITORREMEDIACIÓN.

n. Resumen en español (hasta 1000 caracteres):

La gestión de la contaminación hídrica requiere un enfoque integral que incluya la biorremediación de efluentes y sitios contaminados. En este trabajo de tesis se evalúan los efectos de la contaminación hídrica en arroyos de llanura y una alternativa de remediación biológica basada en la utilización de plantas acuáticas. La información obtenida en el marco de esta tesis permitió elaborar una serie de recomendaciones para una gestión racional de los cursos de agua de la región pampeana y la biodiversidad que sustentan.

o. Resumen en portugués (hasta 1000 caracteres):

A gestão da poluição da água requer uma abordagem abrangente, incluindo a biorremediação de efluentes e áreas contaminadas. Nesta tese são avaliados os efeitos da poluição da água em rios de llanura e uma alternativa de biorremediação baseada na utilização de plantas aquáticas. As informações obtidas no âmbito desta tese produzem um conjunto de recomendações para a gestão racional dos cursos de água da região *pampeana* e a sua biodiversidade.

p. Resumen en inglés (hasta 1000 caracteres):

The management of water pollution requires a comprehensive approach including bioremediation of effluents and contaminated sites. In this thesis the effects of water pollution in lowland streams and an alternative of bioremediation based on the use of aquatic plants are evaluated. The information obtained in this thesis allowed to develop a series of recommendations for the rational management of water courses and the biodiversity they support in the Pampean region.

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU). *Resolución N° 1178/11. Calificación "B".*

q. Aprobado por (Apellidos y Nombres del Jurado):

Firma y aclaración de la firma del Presidente del Jurado:

Firma del autor de la tesis:

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluable y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU). *Resolución N° 1178/11. Calificación "B"*.

Publicaciones:

Publicaciones en revistas científicas internacionales

- Basílico, G., L. de Cabo y A. Faggi. 2013. Impacts of composite wastewater on a Pampean stream (Argentina) and phytoremediation alternative with *Spirodela intermedia* (Lemnaceae) growing in batch reactors. *Journal of Environmental Management*, 115: 53-59.

Partes de libro

- Basílico, G., L. de Cabo y A. Faggi. En prensa. Phytoremediation of waste and wastewater: on-site and full-scale applications. En: Ansari *et al.*, (eds.): *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants*. Wyoming: Springer publishers.

- Basílico, G., L. de Cabo y A. Faggi. 2013. El uso de índices de calidad de aguas como herramienta de manejo de la contaminación hídrica. En: Kerman, B. y G. Michelini (eds.): *Impacto de la investigación en la universidad sobre la sustentabilidad social y ambiental*. Buenos Aires: Editorial UFLO.

Publicaciones en actas de reuniones científicas

- Basílico, G. O., L. de Cabo, M. Paz y A. Faggi. 2013. Efecto de *Hydrocotyle ranunculoides* en el biotratamiento de agua residual mixta en reactores de flujo continuo. *III Congreso Internacional de Ambiente y Energías Renovables – I Jornada Internacional de Biomasa*. Villa María: Universidad Nacional de Villa María.

- Basílico, G. y L. de Cabo. 2012. Ensayo de fitorremediación de agua residual industrial mixta con *Spirodela intermedia* en reactores de flujo continuo. *Primer Congreso Latinoamericano de Ecología Urbana: desafíos y escenarios de desarrollo para las ciudades Latinoamericanas*. Los Polvorines: Ecología Urbana.

- Basílico, G., L. de Cabo y Ana Faggi. 2012. Contaminación hídrica en agroecosistemas pampeanos y pautas para su remediación. *I Jornada de Jóvenes Investigadores*. Jujuy: Universidad Nacional de Jujuy.

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU). *Resolución N° 1178/11. Calificación "B"*.

- Basílico, G., L. de Cabo y A. Faggi. 2011. Consecuencias del Cambio Climático Global sobre un sistema acuático pampeano (Arroyo La Choza, Buenos Aires, Argentina). *III Congreso Internacional de Cambio Climático y Desarrollo Sustentable*. La Plata: Universidad Nacional de La Plata.

Participación en reuniones científicas

- Basílico G., A. Magdaleno, M. Peralta Gavensky, J. Moretton y L. de Cabo. 2014. Wastewater phytoremediation process assessment using the *Allium cepa* test. *ECOTOX 2014*. Guaraparí: Society of Environmental Toxicology and Chemistry.

- Basílico, G. O., L. de Cabo y A. Faggi. 2014. Desarrollo y aplicación de índices de calidad de aguas y riberas en dos arroyos pampeanos. *VI Congreso Argentino de Limnología*. La Plata: Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet".

- Basílico, G. O., L. de Cabo y A. Faggi. 2014. Problemáticas de ambientes acuáticos en áreas rurales de la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA). *I Congreso Latinoamericano sobre Conflictos Ambientales*. Los Polvorines: Universidad Nacional de General Sarmiento.

- Basílico, G., L. de Cabo, A. Faggi, L. Marin y R. Ferrer. 2011. Biotratamiento de aguas residuales industriales ricas en nutrientes con *Spirodela intermedia*. *Congreso de Ciencias Ambientales COPIME 2011*. Buenos Aires: Consejo Profesional de Ingeniería Mecánica y Electricista.

- Basílico, G. O., L. de Cabo y A. Faggi. 2010. Variabilidad de la calidad de las aguas superficiales en un agroecosistema de la llanura pampeana. *I Jornadas interdisciplinarias "El ciclo del agua en agroecosistemas"*. Buenos Aires: FVET-Universidad de Buenos Aires.

- Basílico, G., L. de Cabo, A. Faggi, I. Healión, R. Ferrer y M. Mastrángelo. 2010. Caracterización y criterios de manejo de la cuenca superior del Río de la Reconquista. *I Congreso de Áreas Naturales Protegidas de la Provincia de Buenos Aires*. Chapadmalal: Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible.

- Basílico, G., L. de Cabo y A. Faggi. 2010. Evolución temporal de la calidad del agua en un arroyo pampeano sujeto a ingresos puntuales de contaminantes. *IV Reunión Binacional de Ecología*. Buenos Aires: FCEyN-Universidad de Buenos Aires.

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU). Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

Aportes Originales:

El presente trabajo de tesis constituye un aporte original al estudio de la contaminación hídrica en cursos de agua de bajo orden lótico, integrando la obtención de información fisicoquímica y biológica al desarrollo de índices de calidad de agua y de riberas adaptados a las características de los ambientes acuáticos de la región pampeana (**Parte I, Capítulos 1 y 2**). Además, se evaluaron propuestas de remediación de efluentes basadas en la utilización de las especies vegetales *Spirodela intermedia*, *Lemna gibba* e *Hydrocotyle ranunculoides* para la remoción de sólidos, nutrientes y materia orgánica (**Parte II, Capítulos 3 y 4**). Para ello se seleccionaron dos de los efluentes que actualmente son vertidos en los cursos de agua estudiados, correspondientes a una industria avícola y una planta de tratamiento de líquidos cloacales. Se destaca que no existen antecedentes sobre la utilización de *S. intermedia* y *H. ranunculoides* para la fitorremediación de este tipo de aguas residuales. Finalmente, la información obtenida se utilizó como base para la elaboración de una serie de recomendaciones para la gestión de los ambientes acuáticos estudiados y una propuesta metodológica para el monitoreo de fuentes puntuales de contaminantes en cuencas hidrológicas de la llanura pampeana (**Parte III, Capítulo 5**).

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo de tesis pudo completarse únicamente gracias a la guía y aliento continuos de mis maestras, las doctoras Laura de Cabo y Ana Faggi.

Agradezco al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas por el financiamiento de parte de este trabajo y por otorgarme dos becas de doctorado desde 2010 a la fecha y en especial al Museo Argentino de Ciencias Naturales por brindarme un lugar de trabajo durante el mismo período. Otras instituciones que me brindaron su apoyo son la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, el Área Natural Protegida Dique Ing. Roggero, la Universidad Nacional de General Sarmiento, la Universidad de Flores, la Universidad Nacional de Luján y las Facultades de Agronomía y de Farmacia y Bioquímica de la Universidad de Buenos Aires.

Entre las personas que colaboraron desinteresadamente a lo largo de este camino, se destacan la Dra. Ana Herrero (consejera de estudios), la Dra. Anahí Magdaleno, la Dra. Marta Paz, la Dra. María Victoria Casares, la Lic. Martina Mastrángelo, el Sr. Jorge López, el Sr. Christian Weingadt, el Lic. Sergio Vaca y la Ing. Ana Callau. Una mención especial merecen los Sres. Ignacio Healión y Roberto Ferrer del Cuerpo Municipal de Guardaparques del Municipio de Moreno, por la colaboración invaluable brindada durante las campañas de muestreo.

Finalmente, gracias a mi familia y muy especialmente a Luciana, mi “compañera de aventuras”, por su compañía y amor incondicionales.

RESUMEN

La gestión de la contaminación hídrica requiere un enfoque integral que incluya la biorremediación de efluentes y sitios contaminados. En este trabajo de tesis se evalúan los efectos de la contaminación hídrica en arroyos de llanura y una alternativa de remediación biológica basada en la utilización de plantas acuáticas.

Los ambientes acuáticos de la región metropolitana de Buenos Aires están sometidos a presiones humanas crecientes, tales como el vertido de aguas residuales domésticas e industriales que pueden degradar las condiciones locales de las aguas superficiales. En la primera parte de la tesis se estudió el impacto del vertido de aguas residuales sobre la calidad de las aguas de dos arroyos pampeanos. Para ello, se llevaron a cabo ocho campañas de muestreo en el período 2010-2013. Se tomaron muestras de agua superficial en varios sitios de los arroyos La Choza y Durazno (cuenca alta del Río Reconquista, Buenos Aires), aguas arriba y abajo del ingreso de canales abiertos receptores de efluentes agroindustriales (industrias avícola, alimentaria y *feedlot* porcino) y en los mismos canales. La información colectada fue utilizada para desarrollar y aplicar nuevos índices de calidad de aguas: Índice de Calidad de Aguas Pampeanas (ICAP) e Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP), teniendo en cuenta las características de los ambientes acuáticos de la región. El vertido de aguas residuales de la industria avícola contribuyó al incremento de las concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (Pt) y carbono orgánico en la columna de agua. Paralelamente, el nivel de oxígeno disuelto (OD) disminuyó aguas abajo del ingreso de este efluente. SST correlacionó significativamente en forma positiva con N-NH_4^+ , NID, PRS, Pt, distintas formas de carbono orgánico, demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), potasio (K^+), demanda química de oxígeno (DQO) y cloruros (Cl^-). Las correlaciones de SST con pH y OD resultaron altamente significativas, aunque de signo negativo. En consecuencia, las variables utilizadas para el cálculo del ICAP fueron SST, N-NH_4^+ , Pt, DBO_5 y OD, todas con el mismo peso relativo. Asimismo, se calculó el déficit de oxígeno disuelto (D) según la concentración de saturación teórica y se analizó la relación estadística entre

ICAP y D. El valor medio de D resultó 5,3 mg/l y los valores medios del Índice de Calidad de Agua (ICA) e ICAP fueron bajos y similares, aunque ICAP resultó más efectivo en la diferenciación de casos con calidades de agua extremas, como sitios no afectados por fuentes puntuales de contaminación y aguas residuales mixtas de origen agroindustrial. Ambos índices correlacionaron significativamente ($p < 0,05$) con la variable D, con un mejor ajuste lineal en el caso de ICAP vs. D ($R^2 = 0,585$). Para el desarrollo del ICRP se utilizó como base, el Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR). Los principales factores que redujeron el valor del ICRP fueron la ausencia o escasa abundancia de hierbas palustres, la presencia de especies vegetales exóticas e invasoras y la existencia de estructuras transversales al cauce.

La fitorremediación es un conjunto de técnicas que aprovechan las características biológicas de las especies vegetales y su microbiota asociada para la remediación de aguas y suelos contaminados. En la segunda parte de la tesis se evaluó la capacidad de distintas especies de macrófitas nativas para la fitorremediación de dos tipos de efluentes mixtos: de una industria avícola y de una planta de tratamiento de líquidos cloacales, ambos vertidos en los arroyos estudiados previamente. Se realizaron cinco ensayos bajo condiciones controladas con las especies *Spirodela intermedia*, *Hydrocotyle ranunculoides* y *Lemna gibba*. Ninguno de los efluentes resultó fitotóxico para las especies estudiadas. La presencia de *S. intermedia* favoreció la nitrificación, reduciendo la toxicidad potencial por la presencia de amoníaco a pH elevados. También se observaron reducciones importantes en la concentración y la carga de SST. Se observaron incrementos poco importantes en la concentración de PRS debido al proceso de descomposición de la materia orgánica particulada y la desorción de P desde los sedimentos inorgánicos. El incremento del peso seco y peso seco libre de cenizas del perifiton desarrollado sobre sustratos artificiales y los menores valores del índice autotrófico indicaron un grado más avanzado de depuración en presencia de *S. intermedia* al disminuir la polución orgánica. En el bioensayo con agua residual proveniente de una planta de tratamiento de líquidos cloacales, los indicadores de contaminación fecal disminuyeron notoriamente con el tiempo. La calidad del agua mejoró en todos los ensayos y el crecimiento de las macrófitas

resultó relativamente bajo. Se destaca la posibilidad de utilizar las especies estudiadas en sistemas de tratamiento de agua a escala piloto.

La información obtenida en el marco de esta tesis permitió elaborar una serie de recomendaciones para una gestión racional de los cursos de agua de la región pampeana y la biodiversidad que sustentan.

RESUMO

A gestão da poluição da água requer uma abordagem abrangente, incluindo a biorremediação de efluentes e áreas contaminadas. Nesta tese são avaliados os efeitos da poluição da água em rios de llanura e uma alternativa de biorremediação baseada na utilização de plantas aquáticas.

Os ambientes aquáticos da área metropolitana de Buenos Aires estão sujeitos a crescentes pressões humanas, tais como o despejo de efluentes domésticos e industriais que podem degradar as condições locais das águas superficiais. Na primeira parte desta tese foi estudado o impacto da descarga de águas residuais e a qualidade das águas de dois córregos da região *pampeana*. Foram realizadas oito campanhas de amostragem no período compreendido entre 2010 e 2013. Foram colhidas amostras de águas superficiais em vários lugares dos córregos La Choya e Durazno (bacia do alto Rio Reconquista, Buenos Aires), águas acima e abaixo da entrada dos canais abertos receptores de efluentes agroindustriais (avícola, indústrias alimentícias e *feedlot* porcino). A informação obtida foi utilizada para desenvolver e implementar dois novos índices de qualidade de água: Índice de Qualidade das Águas Pampeanas (*ICAP*) e Índice de Qualidade das Ribeiras Pampeanas (*ICRP*), levando em consideração as características dos ambientes aquáticos da região. A descarga de águas residuais provenientes da indústria avícola contribuiu para o aumento das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo reativo solúvel (PRS), fósforo total (Pt) e carbono orgânico na coluna de água. Ao mesmo tempo, o nível de oxigênio dissolvido (OD) diminuiu a jusante da entrada do efluente. As SST foi positivamente correlacionada com N-NH_4^+ , NID, PRS, Pt, várias formas de carbono orgânico, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), potássio (K^+), demanda química de oxigênio (DQO) e cloreto (Cl^-). Correlações da SST com o pH e OD foram altamente significativas, embora negativas. Como resultado, as variáveis utilizadas para o cálculo do ICAP foram SST, N-NH_4^+ , Pt, DBO_5 e OD, todos com o mesmo peso relativo. O déficit de oxigênio dissolvido (D) de acordo com a concentração de saturação teórica foi calculado e discute-se a relação estatística entre ICAP e D. O valor médio de D foi 5,3 mg/l, e os valores médios do Índice

de Qualidade das Águas (ICA) e ICAP foram baixos e similares, embora ICAP tenha sido mais eficaz na diferenciação dos casos com qualidades de água extrema tais como os locais não afetados pelas fontes pontuais de poluição das águas residuais e de origem mista agroindustrial. Ambos os índices correlacionados foram significativos ($p < 0,05$) com a variável D, com melhor ajuste linear, no caso do ICAP vs. D ($R^2 = 0,585$). Para o desenvolvimento do ICRP foi utilizado como base o índice de Qualidade do Bosque de Ribera (QBR). Os principais fatores que reduziram o valor da ICRP foram à ausência ou a baixa abundância de ervas pantanosas, a presença de espécies de plantas exóticas e invasoras e a existência de estruturas transversais ao canal.

Fito remediação é um conjunto de técnicas que aproveitam as características biológicas das espécies de plantas e sua microbiota associada para a remediação de solos e das águas contaminados. Na segunda parte da tese foi avaliada a capacidade de diferentes espécies de macrófitas nativas para fito remediação de dois tipos de resíduos mistos: esgoto de uma indústria avícola e de uma planta de tratamento de águas residuais domésticas, ambos com derrames nos córregos estudados. Foram realizados cinco ensaios em condições controladas com as espécies *Spirodela intermedia*, *Hydrocotyle ranunculoides* e *Lemna gibba*. Nenhum dos efluentes foi fito tóxico para as espécies estudadas. A presença de *S. intermedia* favoreceu a nitrificação, reduzindo a presença potencial de toxicidade da amônia em pH elevado. Reduções significativas na concentração e na carga da SST. Também foram observadas assim como pequenos aumentos de PRS causado pelo processo de decomposição da matéria orgânica particulada e da dessorção de P dos sedimentos inorgânicos. O aumento do peso seco e do peso seco livre de cinzas do perifíton em substratos artificiais e os valores mais baixos do índice autotrófico indicam um grau mais avançado de purificação na presença de *S. intermedia* para diminuir a poluição orgânica. No bioensaio com água residual de uma planta de tratamento, os indicadores de contaminação fecal diminuíram de forma significativa ao longo do tempo. Também se observou que a qualidade da água melhorou em todos os ensaios e o crescimento das macrófitas foi relativamente baixo. Destaca-se neste estudo a possibilidade de utilizar as espécies estudadas nos sistemas de tratamento de água em escala-piloto.

As informações obtidas no âmbito desta tese produzem um conjunto de recomendações para a gestão racional dos cursos de água da região *pampeana* e a sua biodiversidade.

ABSTRACT

The management of water pollution requires a comprehensive approach including bioremediation of effluents and contaminated sites. In this thesis the effects of water pollution in lowland streams and an alternative of bioremediation based on the use of aquatic plants are evaluated.

The aquatic environments of the metropolitan area of Buenos Aires are under increasing anthropic pressures, for example the discharge of domestic and industrial sewage that can degrade local surface water conditions. In the first part of this thesis the impact of wastewater discharge on the water quality of two pampean streams was studied. For this purpose, eight sampling campaigns were conducted during 2010-2013 at several sites of La Choza and Durazno streams (upper Reconquista River basin, Buenos Aires) upstream and downstream of open channels entry and in the same channels receiving agro industrial effluents (poultry and food industries, and pig feedlot). The information collected was used to develop and implement new water quality indices: Water Quality Index Pampas (*ICAP*) and Quality Index Riverbanks Pampas (*ICRP*), taking into account the characteristics of aquatic environments in the region. The discharge of wastewater from the poultry industry contributed to increase the concentrations of total suspended solids (TSS), ammonium nitrogen (N-NH_4^+), dissolved inorganic nitrogen (DIN), soluble reactive phosphorus (SRP), total phosphorus (TP) and organic carbon. Also, the level of dissolved oxygen (DO) decreased downstream of open channel entry. SST correlates significant and positively with N-NH_4^+ , DIN, SRP, TP, different forms of organic carbon, biochemical oxygen demand (BOD_5), potassium (K^+), chemical oxygen demand (COD) and chlorides. Correlations of SST with pH and DO were highly significant, but negative. Consequently, the variables used to calculate the *ICAP* were SST, N-NH_4^+ , TP, BOD_5 and DO, all with the same relative importance. Also, the dissolved oxygen deficit (D) was calculated according to the theoretical saturation concentration and the statistical relationship between *ICAP* and D was analyzed. The average value of D was 5.3 mg/l and the mean values of the *ICA* (Water Quality Index) and *ICAP* were low and similar, but *ICAP* was more effective in differentiation of extreme water qualities cases, as sites with no point sources of contamination and composite agro industrial wastewater. Both indices correlated significantly ($p < 0.05$) with variable D, with a best linear fit in the case of *ICAP* vs. D ($R^2 = 0.585$). For the

development of ICRP was used as a basis the Quality Index Forest Bank (QBR). The main variables that decreased the value of the ICRP were the absence or low abundance of marsh grasses, the presence of exotic and invasive plant species and the existence of the channel transversal structures.

Phytoremediation is a set of techniques that take advantage of the biological characteristics of the plants and their associated micro biota for the remediation of contaminated soil and water. In the second part of the thesis the ability of native macrophyte species for phytoremediation of two types of mixed effluents (poultry industry and plant sewage treatment, both discharge into streams previously studied) were evaluated. Five assays were conducted under controlled conditions with species *Spirodela intermedia*, *Hydrocotyle ranunculoides* y *Lemna gibba*. None of the effluents were phytotoxic to assessed species. The presence of *S. intermedia* favored nitrification and reduced the potential toxicity by ammonia at high pH. Significant decreases were also observed in the concentration and load of TSS. Minor increases were observed in the concentration of SRP due to the decomposition of particulate organic matter and desorption of P from inorganic sediments. The increase in dry weight and ash free dry weight in periphyton and decreased autotrophic index values indicated a more advanced purification in the presence of *S. intermedia* reducing organic pollution. In the bioassay with wastewater from sewage treatment plant, indicators of fecal contamination decreased significantly over time. The water quality has improved in all assays and the growth of macrophytes was relatively low. It is highlighted the possibility of using the test species in water treatment systems at pilot scale.

The information obtained in this thesis allowed to develop a series of recommendations for the rational management of water courses and the biodiversity they support in the Pampean region.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	20
PARTE I. Medio natural.	25
CAPÍTULO 1. Calidad de aguas en la alta cuenca del Río Reconquista	26
INTRODUCCIÓN	26
OBJETIVO GENERAL	30
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	30
ÁREA DE ESTUDIO	31
MATERIALES Y MÉTODOS	33
Muestreo de aguas superficiales	33
Análisis estadísticos	39
Tendencias climáticas	40
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	40
Tendencias climáticas	40
Variables fisicoquímicas	42
CAPÍTULO 2. Índices de calidad de aguas y de riberas	60
INTRODUCCIÓN	60
OBJETIVO GENERAL	63
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	63
MATERIALES Y MÉTODOS	63
Elaboración del Índice de Calidad de Agua	63
Elaboración del Índice de Calidad de Riberas	67
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	70
Índices de calidad de agua	70
Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP)	78
Comparación entre índices	81
PARTE II. Bioensayos.	83
CAPÍTULO 3. Bioensayos de fitorremediación de agua residual mixta con <i>Spirodela intermedia</i>	84

INTRODUCCIÓN	84
OBJETIVO GENERAL	88
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	88
HIPÓTESIS	89
MATERIALES Y MÉTODOS	89
Bioensayo I	90
Bioensayo II	91
Bioensayo III	92
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	95
Bioensayo I	95
Bioensayo II	99
Bioensayo III	105
CAPÍTULO 4. Bioensayos de fitorremediación de aguas residuales mixtas con <i>Lemma gibba</i> e <i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	119
INTRODUCCIÓN	119
OBJETIVO GENERAL	122
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	122
HIPÓTESIS	122
MATERIALES Y MÉTODOS	122
Bioensayo IV	123
Bioensayo V	124
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	127
Bioensayo IV	127
Bioensayo V	142
PARTE III. Propuestas de gestión.	154
CAPÍTULO 5. Pautas de gestión y preservación de los ambientes acuáticos en cuencas de la llanura pampeana	155
INTRODUCCIÓN	155
CONFLICTOS DE GESTIÓN Y PROPUESTAS DE ABORDAJE	156
MONITOREO DE FUENTES PUNTUALES DE CONTAMINACIÓN HÍDRICA	164

MANEJO DE LA VEGETACIÓN	166
CONCLUSIONES	171
BIBLIOGRAFÍA	174
ANEXOS	191
ANEXO 1	192
ANEXO 2	196

INTRODUCCIÓN

A pesar de los continuos avances científicos y tecnológicos de la civilización humana, en los albores del siglo XXI, la problemática de la contaminación hídrica y el escaso acceso al agua potable y al saneamiento en vastas regiones del mundo persisten y se agravan constantemente. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura ([FAO, 2003](#)), las próximas décadas plantearán nuevos retos en la gestión del agua, dado que se espera un crecimiento demográfico muy elevado -alrededor de 8300 millones de personas para el año 2030- que supone un incremento del uso agrícola del agua. La agricultura tendrá que adaptarse a la modificación de las pautas de la demanda de alimentos, combatir la inseguridad alimentaria y la pobreza en las zonas rurales y competir por los escasos recursos hídricos con otros usuarios.

A nivel nacional la cantidad de agua disponible en términos del caudal medio anual es de 26000 m³/s, aunque evidentemente su distribución geográfica es muy heterogénea. El 85% de este caudal corresponde a los territorios que integran la cuenca del Río de la Plata, donde se concentra la mayor densidad poblacional del país y también la mayor actividad económica. Como contraparte, existen vastos territorios áridos o semiáridos que aportan menos del 1% del agua superficial ([INA, 2010](#)). Las prácticas agrícolas no conservacionistas, la deforestación, el uso de agroquímicos y los cambios en el uso del suelo en las cuencas de aporte (especialmente el uso urbano) modifican el balance hídrico y la calidad de las fuentes de agua. Los principales usos consuntivos del agua corresponden a los sectores de agua potable y saneamiento y de riego, en éste último caso con una demanda del 70 % del total, seguido por el abastecimiento municipal, el abrevado de ganado y el uso industrial ([INA, 2010](#)).

En áreas rurales y grandes centros urbanos, las inundaciones relativamente frecuentes son uno de los problemas hídricos más relevantes, ocasionando pérdidas humanas, ecológicas y materiales. Particularmente, en la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA) que abarca la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA), la primera y segunda coronas del conurbano bonaerense, más Escobar, Pilar, Campana, Zárate, Exaltación de la Cruz, Gral. Rodríguez,

Luján, Mercedes, Marcos Paz, Gral. Las Heras, Navarro, Lobos, Cañuelas, San Vicente, Brandsen, La Plata, Ensenada y Berisso ([Torres y Vapñarsky, 1999](#)), la morfología se halla profundamente transformada por efecto de la urbanización creciente y el riesgo hídrico se asocia a la ocupación de áreas ribereñas y al ascenso de las capas freáticas. En muchos casos, el ascenso de estas capas acuíferas está asociado al desbalance entre la extensión de los servicios sanitarios de agua corriente y cloacas y al manejo de las cuencas hídricas rurales aledañas ([Bertoni, 2004](#)).

El riesgo hídrico poblacional humano, aplicado al evento que tiene como elemento eje al recurso agua y que impacta directa o indirectamente sobre la salud, bienes materiales, economía, actividades productivas y culturales de la población ([Herrero, 2006](#)) no está asociado únicamente a las inundaciones, sino también a la contaminación hídrica. En toda la región, la contaminación de aguas superficiales y subterráneas constituye un problema ambiental de suma relevancia cuyos efectos suelen tener mayor extensión temporal que las inundaciones. La contaminación de aguas subterráneas en sectores urbanos y suburbanos de la RMBA está asociada principalmente a la extensión insuficiente de la red cloacal, mientras que en áreas rurales las principales causas son las prácticas agrícolas y ganaderas irresponsables como la fertilización excesiva. En ambos casos, el principal contaminante encontrado es el nitrato y en áreas urbanizadas también microorganismos patógenos, ambos producto de la infiltración de aguas negras desde pozos absorbentes, la contaminación industrial y salinización por sobreexplotación ([Herrero, 2006](#); [INA, 2010](#)). En algunos sectores, a la contaminación del agua subterránea de origen antrópico, se suma la contaminación natural por arsénico ([Soto *et al.*, 2013](#)). El problema se agrava dado que aún en amplios sectores del conurbano bonaerense próximos a la CABA no existe red de agua corriente, siendo el agua subterránea ya contaminada la única disponible para el uso doméstico (bebida, cocina, limpieza, etc.).

El vertido de aguas residuales domésticas e industriales pueden degradar las condiciones locales y regionales de las aguas superficiales ([Maupin e Ivahnenko, 2011](#)), con efectos directos e indirectos sobre la biota como la toxicidad aguda o crónica de algunos compuestos y la creación de condiciones anaeróbicas y la

mortandad de peces respectivamente (Branco, 1978). Cuando en un sistema acuático se incrementan los niveles de nutrientes (principalmente N y P), también aumenta la producción primaria de algas y macrófitas. Este proceso se denomina eutrofización y puede tener consecuencias negativas sobre la salud humana, la abundancia y diversidad de especies y el uso recreativo de los cursos de agua, además de elevar los costos de tratamiento de las aguas para consumo (Withers y Jarvie, 2008). El proceso de eutrofización es actualmente bien conocido en el caso de lagos, sin embargo no ocurre lo mismo para el caso de ríos y otros sistemas lóticos. Los efectos finales de la eutrofización resultan críticos para muchas especies acuáticas y también incrementan los costos de tratamiento de agua, entre otros. Según Hilton *et al.* (2006) dichos efectos incluyen el crecimiento excesivo de algas filamentosas, del plancton, del bentos, de macrófitas, reducción del número de especies de macrófitas presentes, reemplazo de la dominancia de macrófitas por comunidades algales, episodios frecuentes de bajas concentraciones de oxígeno disuelto (particularmente durante la noche), cambios significativos en el pH, floraciones de algas verdeazuladas y coloración verde o marrón del agua.

Los efectos del proceso de eutrofización descritos en el párrafo anterior pueden observarse tanto en lagos como en ríos, sin embargo, el movimiento continuo del agua en los ambientes lóticos resulta una característica distintiva que impide la extrapolación directa del análisis aplicado inicialmente a los lagos. En el caso de ríos y arroyos, los principales factores que dinamizan el proceso de eutrofización son: los tiempos de retención variables según el tamaño del curso de agua, la velocidad de corriente, la existencia de nutrientes limitantes como P (Carr y Goulder, 1990), N (Marcus, 1980) o ambos (Matlock *et al.*, 1998). Además existen efectos diferenciales de la corriente sobre distintos grupos de algas y sobre la disponibilidad de nutrientes, la presencia de múltiples estados ecológicos estables, la competencia por la luz solar, entre otros (Hilton *et al.*, 2006).

El manejo y la restauración ecológica de sistemas acuáticos requiere información a distintas escalas, es decir a nivel de tramo lótico, subcuenca y cuenca hidrológica. La calidad del agua varía en relación a los usos del suelo y usualmente responde a los cambios en una o más escalas. Zhou *et al.* (2012) encontraron que el uso urbano del suelo tuvo impactos significativos en el caudal

y la calidad del agua en múltiples escalas, mientras que el efecto de la agricultura resultó ser localizado. Los patrones de uso del suelo y cobertura afectan de manera diferencial la calidad de las aguas según el área de las cuencas, en este sentido [Buck *et al.* \(2004\)](#) encontraron que pequeños arroyos se ven más influenciados por cambios locales, mientras que en los grandes ríos, la calidad del agua responde a los usos del suelo aguas arriba.

Además de las tecnologías convencionales disponibles para el tratamiento de efluentes y la remediación de aguas naturales y suelos, existe un conjunto de técnicas que aprovechan algunas características biológicas de ciertas especies vegetales, como su rápido crecimiento o la capacidad de acumular metales u otras sustancias potencialmente tóxicas para la biota en general y el hombre en particular. Se denomina fitorremediación al conjunto de estas técnicas, distinguiéndose una serie de mecanismos que posibilitan esta remediación, según el contaminante y la especie vegetal seleccionada. De esta manera, existen diferentes categorías que incluyen la fitoextracción, fitofiltración, fitoestabilización, fitovolatilización y fitodegradación (**Fig. I.1**). En la fitoextracción, los individuos extraen el contaminante del suelo o el agua y lo acumulan en raíces o partes aéreas. En la fitoestabilización, los contaminantes quedan retenidos en la rizósfera, reduciendo el riesgo de lixiviación. La fitovolatilización involucra la volatilización de contaminantes tales como Se o Hg a través del follaje. Fitodegradación se refiere al conjunto de mecanismos por los cuales la planta o sus microorganismos asociados degradan compuestos orgánicos en otros menos tóxicos ([Garbisu y Alkorta, 2001](#); [Lone *et al.*, 2008](#)).

El presente trabajo de tesis se divide en tres partes. En la primera (**Capítulos 1 y 2**) se estudió el impacto del vertido de aguas residuales sobre la calidad de las aguas de dos arroyos de la llanura pampeana. La información colectada fue utilizada para aplicar un índice de calidad de aguas adaptado a las características fisicoquímicas locales. También se caracterizaron las riberas de distintos tramos de los cursos de agua bajo estudio, aplicando un índice de calidad de riberas modificado según las características de los ambientes riparios de la región. La segunda parte del trabajo (**Capítulos 3 y 4**) consistió en la evaluación de distintas especies de macrófitas nativas para la fitorremediación de distintas aguas

residuales que son vertidas en los arroyos estudiados previamente y que corresponden a efluentes mixtos de una industria avícola y aguas de un canal abierto que recibe efluentes de una planta de tratamiento de líquidos cloacales. Finalmente, en base a la información generada a partir de este trabajo y la obtenida de otras fuentes, la tercera parte del trabajo (**Capítulo 5**) incluye una serie de pautas para la gestión de ambientes acuáticos desde un enfoque ecohidrológico que contemple el uso sustentable de los recursos de la región.

El objetivo general de la presente tesis es estudiar el efecto del vertido de aguas residuales de distintos orígenes sobre cursos de agua de bajo orden lótico a través de mediciones y aplicación de índices y evaluar la factibilidad de su remediación aplicando técnicas de fitorremediación utilizando especies nativas.

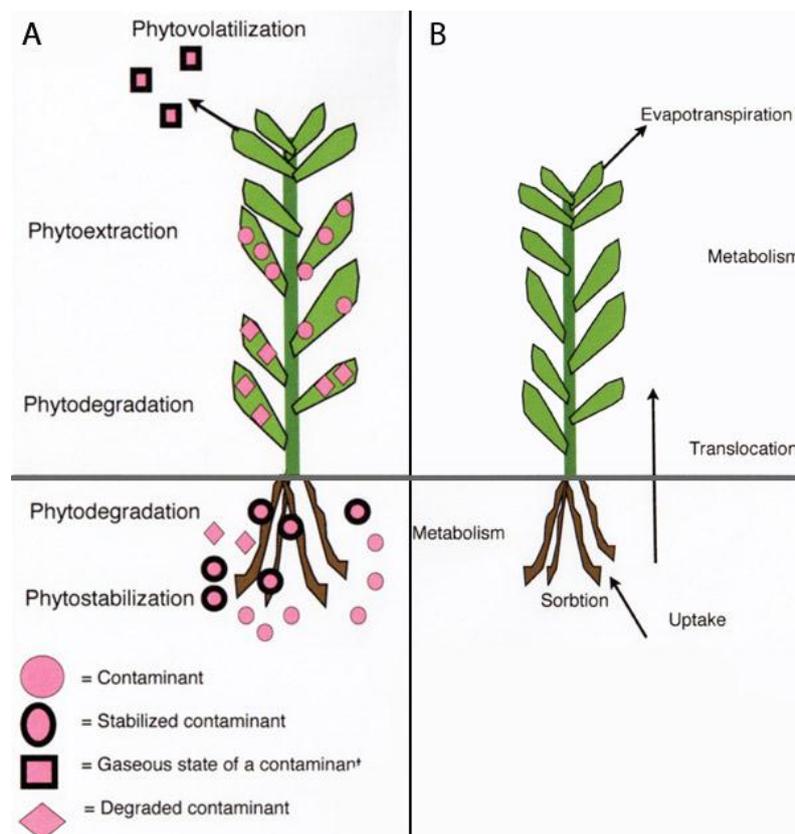


Figura I.1. Mecanismos de fitorremediación. Fuente:

<http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/phytoremediation-17359669>.

PARTE I. Medio natural.



CAPÍTULO 1.

Calidad de aguas en la alta cuenca del Río Reconquista

INTRODUCCIÓN

Las características de los ambientes acuáticos continentales y los procesos naturales que ocurren en ellos responden tanto a factores naturales como antropogénicos (Doyle y Bernhardt, 2011). Desde el punto de vista ecológico, la estructura de las comunidades acuáticas depende de las variables de calidad de aguas superficiales (O' Farrell *et al.*, 2002) que se ven afectadas, entre otros factores, por la temperatura, la condición hidrológica (de Cabo *et al.*, 2010) y los usos del suelo en la cuenca de drenaje (Anbumozhi *et al.*, 2005). La importancia de los procesos locales en el modelaje de los ambientes acuáticos ha sido descrita para otras regiones (por ejemplo Elosegi *et al.*, 2011), aunque para la región pampeana la información necesaria para dicha caracterización aún es escasa.

Entre las variables que más influyen sobre las comunidades biológicas se incluyen la velocidad de la corriente y la profundidad de la columna de agua, la temperatura, la irradiación, el tamaño y distribución de sólidos, la presencia y cobertura de macrófitas y las variables de calidad del agua tales como pH, conductividad, oxígeno disuelto y nutrientes (Allan y Castillo, 2007).

El oxígeno disuelto (OD) es una variable fundamental en el estudio y monitoreo de sistemas acuáticos, dada su importancia biológica y química. Además de ser indispensable en la respiración de peces y otros organismos acuáticos, el oxígeno participa en la mineralización de la materia orgánica. La concentración de OD disminuye al incrementarse la temperatura y la salinidad y se incrementa con el aumento de la presión atmosférica. La actividad biológica, la materia orgánica y la hidrodinámica son otros factores de suma importancia que determinan los niveles de OD. La fotosíntesis, realizada por algas del fitoplancton y el perifiton y macrófitas (productores primarios), tiene como consecuencia la liberación de OD al medio acuático. El proceso inverso, es decir la mineralización de la

materia orgánica realizada por bacterias (respiración) tiene como resultado el consumo de OD. Dado que el crecimiento de algas se encuentra limitado a la zona eufótica (con presencia de luz), en cuerpos de agua eutróficos pueden observarse niveles de OD de sobresaturación en esa zona, mientras que en el hipolimnion (debajo de la zona eufótica) predomina la respiración, ocasionando déficits de OD. La oxidación química o bioquímica (respiración bacteriana) de materia orgánica autóctona o alóctona puede reducir la concentración de OD. Los movimientos horizontales y verticales del agua pueden modificar la concentración local de OD, por ejemplo en el caso de mezcla vertical en ambientes leníticos (Conzonno, 2009). En los sistemas lóticos que reciben materia orgánica alóctona de los sistemas terrestres vecinos, suele predominar un déficit de OD (Margalef, 1983).

Otra de las variables importantes en los ambientes acuáticos son los sólidos en suspensión, dado que pueden resultar tanto reservorios como fuentes de nutrientes tales como el fósforo (García y de Iorio, 2003; Haygarth *et al.*, 2006) y compuestos tóxicos para los organismos acuáticos (Bilotta y Brazier, 2008; Hua *et al.*, 2012), además de constituir un factor importante en el proceso natural de nitrificación en ríos y arroyos (Xia *et al.*, 2004). Por otra parte, la materia particulada absorbe luz visible y por lo tanto el nivel de sólidos suspendidos incide en la productividad primaria (Dokulil, 2014).

Las diversas formas de carbono inorgánico que pueden estar presentes en las aguas naturales (dióxido de carbono, CO_2 ; ácido carbónico, H_2CO_3 ; bicarbonato, HCO_3^- y carbonato, CO_3^{2-}) tienen una importancia biológica fundamental dado que son las principales fuentes de carbono para la biosíntesis de materia orgánica a partir de la fotosíntesis y forman el sistema buffer que regula el pH para el desenvolvimiento de la vida acuática. Como el pH de la mayor parte de las aguas naturales varía entre 6 y 9 unidades, el sistema de carbono inorgánico resulta eficiente en el mantenimiento del pH frente a perturbaciones externas. A 25 °C, en el rango de pH de 6,35 a 10,33 el bicarbonato es la forma predominante. En aguas eutróficas, durante las horas de mayor radiación solar puede ocurrir un desplazamiento hacia el carbonato como resultado de la mayor actividad fotosintética, ocurriendo un incremento de pH. Tanto el bicarbonato como el

carbonato definen mayoritariamente la alcalinidad de las aguas naturales, es decir su capacidad de neutralización ácido-base ([Conzonno, 2009](#)).

En las aguas naturales, las formas iónicas de elementos mayoritarios como el sodio (Na^+), potasio (K^+), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), carbono inorgánico (carbonato y bicarbonato), azufre (S, como sulfato) y cloro (Cl^-) no resultan limitantes del crecimiento, dadas sus concentraciones. Son estas formas las que determinan mayoritariamente la salinidad de las aguas. A nivel biológico, estos elementos influyen en procesos como la colonización de ambientes, fenómenos osmóticos, transporte activo a través de membranas celulares (Na y K), formación de esqueleto (Ca), entre otras. La dureza del agua, definida como la concentración de calcio y magnesio expresada en $\text{mg CaCO}_3/\text{l}$, es una variable importante desde el punto de vista limnológico, dado que en aguas duras puede existir formación de CaCO_3 y coprecipitación de nutrientes, materia orgánica y oligoelementos. Una forma de expresar la salinidad es como la suma de estos cationes y aniones, mientras que indirectamente la salinidad puede estimarse midiendo la conductividad eléctrica (CE). Los orígenes de la salinidad en ambientes acuáticos continentales están relacionados con la meteorización de suelos y rocas, el aporte atmosférico, el lavado de suelos orgánicos, las aguas subterráneas y la actividad antrópica, entre otros. Los mecanismos que controlan la composición química de las aguas naturales son la precipitación atmosférica, la composición de la roca y el proceso de evaporación-cristalización ([Gibbs, 1990](#)).

La fuente última de carbono es el CO_2 , que en ambientes acuáticos es asimilado por algas y macrófitas y bacterias autótrofas que incorporan el C en forma de carbohidratos y otras sustancias orgánicas complejas. Estas sustancias pasan a través de las redes tróficas, primero a los consumidores y luego a los descomponedores (principalmente bacterias heterótrofas y hongos) que finalmente oxidan la materia orgánica muerta para producir CO_2 y agua ([Hutchinson, 1999](#)).

El nitrógeno (N) se introduce en el ambiente acuático a partir del vertido de efluentes de origen doméstico e industrial, siendo los componentes principales N orgánico (proteínas) y amoníaco que puede ser posteriormente oxidado a nitritos

y nitratos por bacterias nitrificantes. Este proceso, llamado nitrificación, ocurre en dos etapas: primero la oxidación de amoníaco a nitritos, en la que intervienen bacterias del género *Nitrosomonas* y luego la oxidación de nitritos a nitratos, en la que intervienen bacterias del género *Nitrobacter*. El N es asimilado por organismos acuáticos y cuando estos mueren, organismos heterótrofos como bacterias y hongos transforman y liberan el N como amoníaco, en un proceso llamado amonificación. La desnitrificación es el proceso por el cual el nitrato es convertido a N gaseoso. El conjunto de estos procesos, además de otros de menor importancia, constituyen el ciclo del N ([Hutchinson, 1999](#)).

El fósforo (P) suele ser considerado un factor limitante del crecimiento de algas y macrófitas en ríos y lagos. Su origen natural en estos ambientes suele estar asociado con suelos y rocas como el fosfato de calcio e hidroxiapatita, aunque estas son poco solubles en agua y resultan en niveles del orden de 0,001 mg/l. Por otra parte, el nivel de P varía estacionalmente en concordancia con los ciclos de crecimiento de algas y macrófitas. Las aguas negras, los efluentes industriales de tipo orgánico y la escorrentía superficial en áreas fertilizadas son las principales fuentes antrópicas de P en aguas superficiales. Las bacterias, algas y macrófitas requieren de P soluble como fosfato (PR₃) para su nutrición, asimilándolo directamente y convirtiéndolo dentro de las células en forma orgánica insoluble. Luego, la descomposición de estos organismos libera el P hacia el medio para su reutilización. En condiciones oxigenadas, el P se encuentra principalmente ligado al hierro de los sedimentos, liberándose como ortofosfato a la columna de agua si el ambiente se torna anóxico ([Hutchinson, 1999](#)).

Como muchas características de las comunidades acuáticas varían según las distintas condiciones hidrológicas, el conocimiento de las variaciones meteorológicas estacionales y de la dinámica de los escurrimientos es un factor clave para comprender el funcionamiento de los arroyos pampeanos ([Leggieri et al., 2013](#)). Dado que las variables meteorológicas influyen directamente la calidad de las aguas superficiales, es necesario caracterizar la variabilidad estacional de las temperaturas y precipitaciones teniendo en cuenta que existen procesos a mayor escala temporal y espacial, como el cambio climático global, que pueden dar lugar a escenarios ambientales distintos a los actuales. Los

efectos esperados del cambio climático sobre la biota de ríos y arroyos son variados y complejos (Johnson *et al.*, 2009). Por ejemplo, ya se han documentado cambios en la distribución de las especies como resultado de un aumento de la temperatura del agua (Hari *et al.*, 2006).

Para el período 2020-2040 se espera una retracción de los caudales en los ríos de la Cuenca del Plata (Argentina) debido a que, aunque no habría cambios significativos en la precipitación, sí se produciría un considerable calentamiento y, por lo tanto, un incremento de la evaporación con una reducción de la escorrentía superficial (SAyDS, 2007).

Por otra parte, además del cambio climático existen cambios en el uso del suelo que pueden afectar la provisión de bienes y servicios ecológicos (Lautenbach *et al.*, 2011). Por ejemplo, los cambios en el régimen hidrológico derivados del aumento de la densidad de población humana han sido identificados como una de las causas de la modificación de los ensambles de peces en arroyos de llanura de América del Norte (Taylor, 2010). El alcance de las modificaciones generadas por el cambio en el uso del suelo en ambientes acuáticos de la región pampeana y los efectos sobre la biodiversidad resulta aún poco estudiado (Colautti *et al.*, 2009). Sin embargo, el incremento de las concentraciones de nutrientes en arroyos pampeanos de bajo orden podría incrementar la biomasa de autótrofos y heterótrofos, aunque resulta difícil predecir la magnitud del efecto, dadas las elevadas concentraciones de base de estos sistemas (Artigas *et al.*, 2013).

OBJETIVO GENERAL

Estudiar el efecto del vertido de aguas residuales de origen agroindustrial sobre diversas características fisicoquímicas de las aguas superficiales receptoras, correspondientes a dos arroyos pampeanos.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Describir las características fisicoquímicas de aguas residuales de origen agroindustrial vertidas en dos arroyos de la llanura pampeana.

- Identificar las variables de calidad de agua más afectadas por el ingreso de esas aguas residuales en los arroyos receptores.
- Describir las tendencias temporales de temperaturas, precipitaciones y uso del suelo en el área de estudio en relación a la preservación de los ambientes acuáticos.

ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del arroyo La Choza (Buenos Aires, Argentina) (**Fig. 1.1**) tiene una superficie aproximada de 555 km². Junto con los arroyos Durazno y La Horqueta, desemboca en el Embalse Roggero (**Fig. 1.1**), que es el espejo de agua de mayor extensión del Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA), con una superficie de 460 ha a cota 17,5 m s.n.m. y una profundidad media de 1,8 m ([Sadañowski, 2003](#)). Este reservorio constituye la naciente del Río de la Reconquista (**Fig. 1.1**) y su origen está asociado a la construcción de la presa “Ingeniero Carlos Roggero” para el control de inundaciones en la cuenca media e inferior del río ([Sadañowski, 2003](#)), una de las áreas más densamente pobladas del país.

El relieve de la región pampeana incluye planicies con suaves lomadas, siendo las pendientes muy bajas, en el rango de 0,1 a 1 m/km ([Rodrigues Capítulo *et al.*, 2010](#)). Los suelos de la región se han desarrollado en el *loess* pampeano y están caracterizados por una textura limosa y una composición mineralógica rica en nutrientes. Son suelos minerales con un horizonte superficial de color oscuro ([AABA, 2010](#)).

De acuerdo a la clasificación de Köppen, el clima de la región es templado húmedo con precipitaciones anuales de 1055 mm, con máximos en marzo (125 mm/mes) y mínimos en junio (56 mm/mes) ([WMO, 1996](#)). La temperatura media del mes más frío (julio) es 10,4 °C y la del más cálido (enero) 23,7 °C. Los excesos de humedad se registran de marzo a noviembre ([INTA, 2012](#)).

En cuanto a los usos del suelo, la ganadería y la agricultura ocupan cerca del 90 % de la superficie de la cuenca, mientras que las áreas urbanas/suburbanas alcanzan aproximadamente el 6% y el resto es ocupado por otras actividades productivas, como la horticultura (Basílico, 2008). Al norte del tramo del arroyo La Choza bajo estudio existe un núcleo urbano correspondiente a la ciudad de General Rodríguez, mientras que aguas abajo, una pequeña parte de la superficie correspondiente a las riberas del Embalse Roggero está destinada a la conservación biológica, actividades recreativas y turísticas, educación ambiental e investigación, destacándose el Área Natural Protegida Dique Ing. Roggero (Partido de Moreno) (Fig. 1.2). Las tendencias observadas en el uso del suelo indican un aumento en las superficies industriales y urbanizadas incluso en la modalidad de urbanizaciones cerradas, el reemplazo de ganadería tradicional por la siembra de soja y la transformación de la ganadería extensiva hacia prácticas más intensivas.

La población del partido de General Rodríguez se ha incrementado de 67.931 habitantes en el año 2001, a 87.185 habitantes, según el censo nacional realizado durante el año 2010 (INDEC, 2012), representando un incremento del 28,3%. Parte de la ciudad es abastecida de servicios de cloacas y existe una planta de tratamiento de efluentes cloacales que vierte sus efluentes en el arroyo La Choza por medio de un afluente de éste, unos 6,6 km aguas arriba de su desembocadura en el mencionado curso de agua.

La cuenca del arroyo Durazno comprende un área de 360 km² y tiene una longitud de 32 km, siendo la ganadería y pasturas naturales y la agricultura los principales usos del suelo (60 % y 20 % respectivamente) (de Cabo *et al.*, 2010). La vegetación del valle aluvial del arroyo Durazno está caracterizada por las helófitas *Schoenoplectus californicus* e *Hydrocotyle bonariensis* (Faggi *et al.*, 1999). En la cuenca baja del arroyo existen fuentes puntuales de contaminación, asociadas principalmente a la cría y engorde de ganado (Fig. 1.3).

Las características fisicoquímicas e hidrológicas de los principales cursos de agua de la cuenca superior del Río Reconquista han sido estudiadas por Arreghini *et al.* (2005 y 2007), quienes propusieron al arroyo Durazno (Figs. 1.1 y 1.2)

como sitio de referencia de calidad de aguas de toda la cuenca. Por el contrario, en la cuenca del arroyo La Chozza (**Figs. 1.1 y 1.2**) pueden encontrarse sitios con muy bajos niveles de oxígeno disuelto (OD), concentraciones elevadas de amonio (N-NH_4^+), fósforo reactivo soluble (PRS) y fósforo total (Pt), producto de descargas puntuales de efluentes industriales, agropecuarios y domésticos ([Basílico et al., 2013](#)).

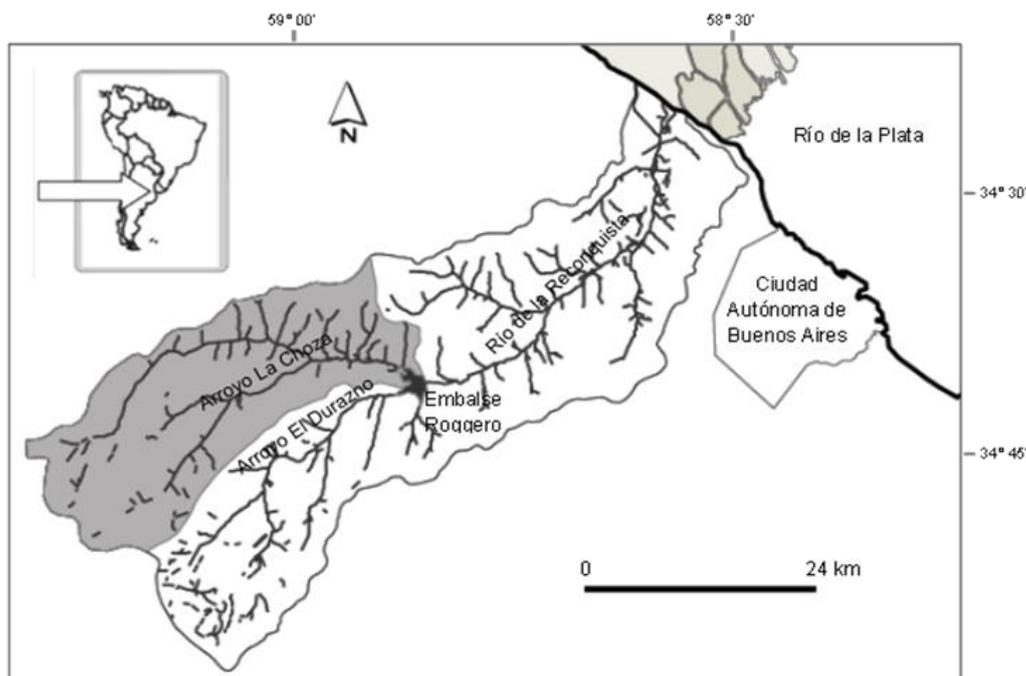


Figura 1.1. Área de estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo de aguas superficiales

Se realizaron cuatro campañas de muestreo con frecuencia estacional entre mayo de 2010 y febrero de 2011 en las que se colectaron muestras de aguas superficiales en sitios del arroyo La Chozza a 5,46 km, 5,30 km, 4,29 km y 1,93 km (C1, C2, C3 y C4, respectivamente) de la desembocadura del arroyo en el Embalse Roggero ($34^{\circ}40'9,58''\text{S}$ y $58^{\circ}53'33,25''\text{O}$) y en la desembocadura de dos canales (EC1 y EC2) que vierten efluentes agroindustriales (frigorífico avícola e industrias alimenticias) a este arroyo (**Fig. 1.3 a 1.5**). En la campaña

correspondiente a Feb-2011 también se colectaron muestras en un sitio de la cuenca correspondiente a un entorno netamente rural en un afluente del arroyo La Choza a 23,94 km de su desembocadura (C0, **Fig. 1.2**) con el objetivo de identificar un posible sitio de referencia de calidad de aguas para la cuenca de este arroyo. A partir de los resultados obtenidos en los primeros muestreos, se realizaron cuatro campañas de muestreo adicionales entre julio de 2012 y marzo de 2013, colectándose muestras de agua en los sitios C1 y C2 y en el efluente EC1. Durante estas fechas también se colectaron muestras en dos sitios del arroyo Durazno a 2,26 km y 2,14 km (D1 y D2, respectivamente) de la desembocadura de este arroyo en el Embalse Roggero ($34^{\circ}41'49,49''S$ y $58^{\circ}53'40,86''O$) y en la desembocadura de un canal que vierte aguas residuales de un *feedlot* porcino (sitio ED1) en un punto intermedio entre ambos sitios del arroyo (aguas abajo del sitio D1, **Fig. 1.3** y **1.6**). En todas las campañas se registraron las precipitaciones acumuladas en las 72 horas previas al muestro (**Tabla 1.1**).



Figura 1.2. Imagen satelital del área de estudio con la ubicación del sitio C0 y de los tramos estudiados en los arroyos La Choza y Durazno.

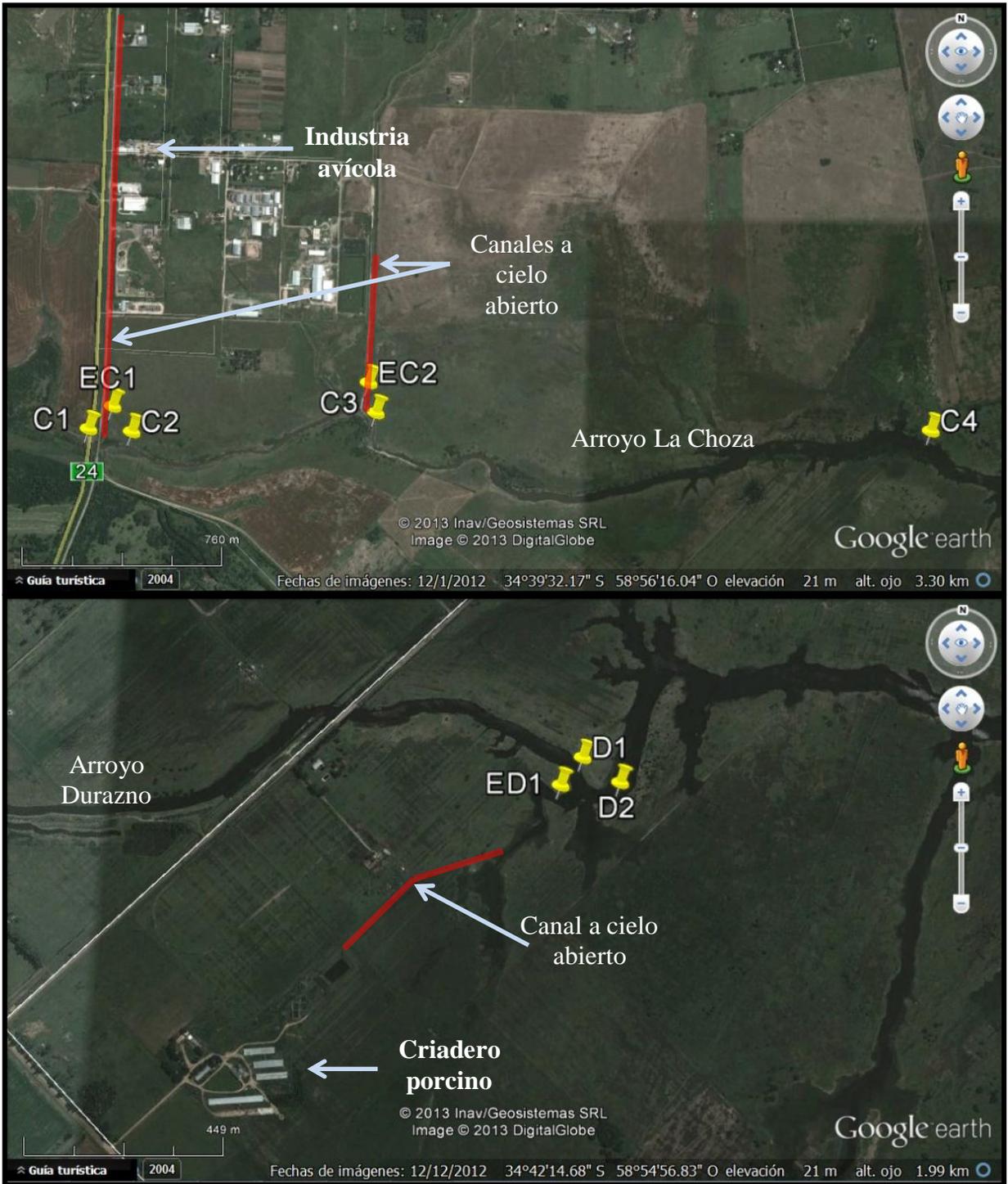


Figura 1.3. Detalle de la ubicación de los sitios de muestreo correspondientes a los arroyos La Choza (arriba) y Durazno (abajo).



Figura 1.4. Canal abierto transportando agua residual mixta de industria avícola, correspondiente al sitio EC1.



Figura 1.5. Canal abierto transportando agua residual mixta de industrias alimenticias, correspondiente al sitio EC2.



Figura 1.6. Arroyo Durazno en la desembocadura del canal ED1, que transporta aguas residuales de un criadero porcino.

Tabla 1.1. Diseño de muestreo por sitios y fechas de campaña. En cada fecha se indica la precipitación acumulada (Pa) en las 72 horas previas a la fecha de muestreo.

Sitio	Fecha de campaña							
	May-2010	Jul-2010	Oct-2010	Feb-2011	May-2012	Jul-2012	Dic-2012	Mar-2013
C0	-	-	-	X	-	-	-	-
C1	X	X	X	X	-	X	X	X
C2	X	X	X	X	-	X	X	X
C3	X	X	X	X	-	-	-	-
C4	X	X	X	X	-	-	-	-
D1	-	-	-	-	X	X	X	X
D2	-	-	-	-	X	X	-	-
EC1	X	X	X	X	-	X	X	X
EC2	X	X	X	X	-	-	-	-
ED1	-	-	-	-	X	X	-	-
Pa (mm)	0,0	0,0	0,0	36,4	30,4	1,8	5,4	0,0

Las siguientes mediciones se realizaron *in situ*: temperatura del agua (T), pH, conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD), en todos los casos con sensores marca Hanna® (**Tabla 1.2**). En cada sitio se tomaron muestras por triplicado, que fueron filtradas a través de filtros Whatman GF/C y transportadas al laboratorio a 4 °C para su análisis dentro de las 48 h posteriores. Dadas las características de los efluentes y la bibliografía relevada, se determinaron las variables fisicoquímicas que figuran en la **Tabla 1.2**, según métodos normalizados. Se dio especial valor al análisis de nutrientes dada la importancia que podrían tener en la producción de la biomasa de macrófitas y sobre el estado trófico del sistema. Para la determinación de Pt y COT se tomaron muestras adicionales que no fueron filtradas, siendo conservadas hasta su análisis por medio del agregado de ácido sulfúrico concentrado (1 ml de ácido por litro de muestra).

El caudal (Q) fue estimado según [Gordon et al. \(1992\)](#), utilizando el método del flotador y la sección transversal. La velocidad de la corriente fue medida en el centro del cauce y se consideró que la velocidad media en toda la sección equivale al 85% de la velocidad superficial ([Chow et al., 1993](#)). Las cargas (L) de SST, NID, Pt, COT y Cl^- fueron calculadas como el producto entre el caudal y la concentración medidos.

Tabla 1.2. Metodologías utilizadas en las determinaciones fisicoquímicas de muestras de aguas superficiales de los arroyos La Choza y Durazno.

Variable	Metodología	Referencia bibliográfica
Temperatura (T)	Termómetro de alcohol	
pH	pH-metro marca Hanna®	
Conductividad eléctrica (CE)	Conductivímetro marca Hanna®	
Sólidos suspendidos totales (SST)	Gravimetría	APHA <i>et al.</i> , 1992
Oxígeno disuelto (OD)	Oxímetro marca Hanna®	
Amonio (N-NH ₄ ⁺)	Indofenol azul	Mackereth <i>et al.</i> , 1989
Nitritos (N-NO ₂ ⁻)	Diazotación	Strickland y Parsons, 1972
Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	Reducción con sulfato de hidracina en presencia de iones Cu ²⁺ y Zn ²⁺	Downes, 1978
Nitrógeno inorgánico disuelto (NID)	Suma de amonio, nitritos y nitratos	
Fósforo reactivo soluble (PRS)	Molibdato ascórbico	Strickland y Parsons, 1972
Fósforo total (Pt)	Molibdato ascórbico, previa digestión con H ₂ SO ₄ y persulfato de potasio	Strickland y Parsons, 1972
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	Medición de oxígeno disuelto	APHA <i>et al.</i> , 1992
Demanda química de oxígeno (DQO)	Oxidación química	APHA <i>et al.</i> , 1992
Carbono orgánico total y disuelto (COT y COD)	Oxidación en medio ácido	Golterman <i>et al.</i> , 1978
Carbono orgánico particulado (COP)	Diferencia entre COT y COD	
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)	Volumetría con heliantina	Mackereth <i>et al.</i> , 1989
Sulfatos (SO ₄ ²⁻)	Turbidimetría	APHA <i>et al.</i> , 1992
Cloruros (Cl ⁻)	Volumetría con nitrato de plata	APHA <i>et al.</i> , 1992
Calcio (Ca ²⁺) y magnesio (Mg ²⁺)	Volumetría con EDTA	APHA <i>et al.</i> , 1992
Sodio (Na ⁺) y potasio (K ⁺)	Fotometría de llama	APHA <i>et al.</i> , 1992
Sólidos Totales Disueltos (STD)	Suma de bicarbonatos, sulfatos, cloruros, calcio, magnesio, sodio y potasio	Conzonno, 2009

Análisis estadístico

En la caracterización de cada sitio se utilizaron las medianas por resultar menos sensibles a la presencia de valores extremos y más apropiadas para distribuciones asimétricas de datos. Además, se realizó un análisis exploratorio de datos por métodos de visualización lineales (análisis de componentes principales-ACP) en los datos experimentales correspondientes únicamente a los sitios de los arroyos La Choza y Durazno que se normalizaron de media cero y varianza unitaria. Esta técnica estadística multivariada es aplicable a estudios de calidad de agua (Wunderlin *et al.*, 2001). En éste se consideraron únicamente las siguientes variables

estandarizadas: conductividad eléctrica (CE); oxígeno disuelto (OD); sólidos suspendidos totales (SST); nitrógeno inorgánico disuelto (NID); fósforo total (Pt) y carbono orgánico total (COT). Se seleccionaron únicamente los factores con autovalores mayores a 1, considerando además que una variable contribuye significativamente a un componente cuando el módulo del coeficiente de correlación de la variable con ese componente (*factor loading*) es mayor a 0,70 (Wunderlin *et al.*, 2001). También se llevó a cabo un estudio de correlaciones de Pearson. Los análisis estadísticos se realizaron con Statistica7® (StatSoft Inc.). Se incluyeron únicamente los casos con información completa de las variables analizadas.

Tendencias climáticas

Se analizaron datos de precipitación acumulada y temperatura media mensual y anual del período 1951-2010, correspondientes a la estación meteorológica “Castelar” del Instituto de Clima y Agua del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA, 2012), la más cercana al sitio de estudio con suficientes registros para el análisis propuesto. La evapotranspiración potencial (EVTp) fue calculada según el método de Thornthwaite (1948) utilizando los valores medios mensuales de precipitación acumulada y temperatura del período (n = 60). Posteriormente se calculó el balance hídrico (B) mensual como la diferencia entre la precipitación acumulada media y la EVTp mensuales (de Cabo *et al.*, 2007). Además, se aplicó un modelo de escurrimiento superficial (E) basado en el método de Thornthwaite (1948) considerando una reserva de agua útil del suelo para el área de estudio de 100 mm. La existencia de tendencias significativas se analizó mediante el test de Mann-Kendall, una prueba no paramétrica robusta ante muestras no normales y con correlaciones temporales (Aherne *et al.*, 2006).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tendencias climáticas

La **figura 1.7** muestra los valores anuales de precipitación acumulada, escurrimiento y temperatura media para el período 1951-2010. La temperatura media anual para el período considerado ($n = 60$) fue de $16,81 \pm 0,48$ °C, la precipitación acumulada media anual 1022 ± 203 mm y el escurrimiento medio anual 269 ± 158 mm. Se encontró una tendencia positiva altamente significativa ($p < 0,01$) en la temperatura media anual y no se encontraron tendencias significativas ($p > 0,05$) ni en la precipitación acumulada ni en el escurrimiento anual (**Fig. 1.7**). El incremento anual de temperatura fue calculado en $0,01$ °C/año. Se halló una tendencia positiva significativa ($p < 0,05$) para la temperatura media de enero, con un incremento de $0,02$ °C/año, mientras que para julio no se encontró una tendencia significativa ($p > 0,05$).

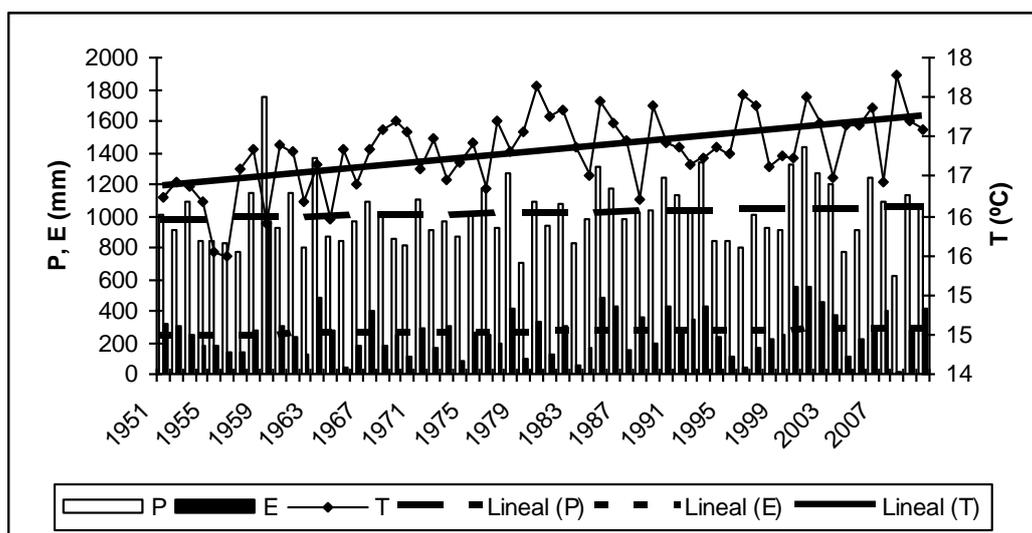


Figura 1.7. Precipitación acumulada anual (P), escurrimiento anual (E), temperatura media anual (T) y sus respectivas tendencias lineales para la estación INTA Castelar durante el período 1951-2010.

Las precipitaciones acumuladas medias mensuales alcanzaron los valores más altos durante el período octubre – marzo y los más bajos en el período junio – septiembre (**Fig. 1.8**). La EVT_p alcanzó los valores más altos entre noviembre y marzo, alcanzando el valor máximo (134 mm) en enero (**Fig. 1.8**). El balance hídrico presentó valores negativos en diciembre, enero y febrero, indicando la persistencia de déficits hídricos durante el verano. De los meses con excedentes hídricos, en octubre se obtuvo el valor máximo (41 mm) (**Fig. 1.8**).

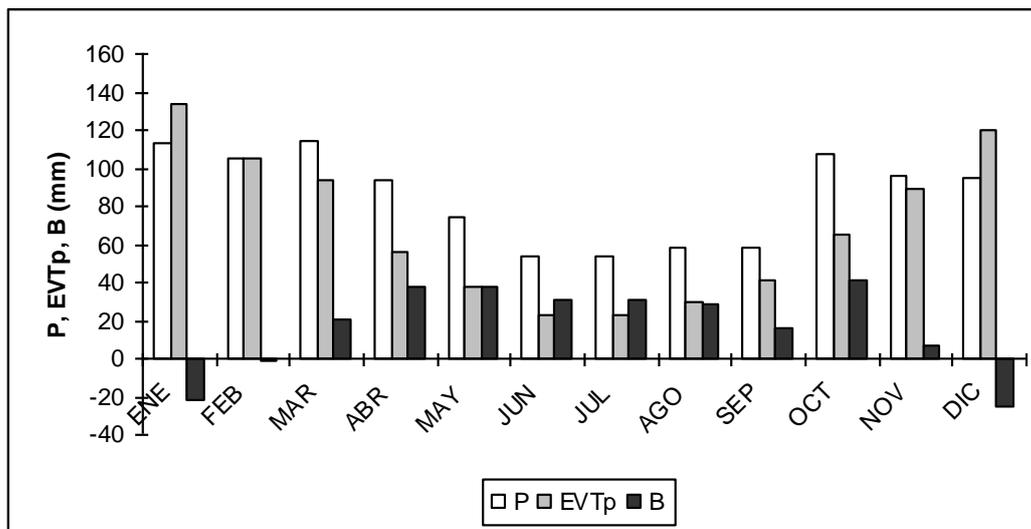


Figura 1.8. Precipitaciones acumuladas (P), evapotranspiración potencial (EVTp) y balance hídrico (B) para el año medio de la estación INTA Castelar correspondiente al período 1951-2010.

Variabes fisicoquímicas

Los resultados detallados de las determinaciones realizadas en las muestras de agua se encuentran incluidos en el **Anexo 1**. La temperatura mediana del agua registrada en los sitios del arroyo La Chozza fue de 17 °C, con una temperatura mínima de 8 °C en Jul-2010 y una máxima de 30 °C en Feb-2011. En el efluente EC2 las temperaturas medidas fueron similares a las del arroyo mientras que en EC1 la temperatura mediana fue 20 °C, con valores superiores a los registrados en el arroyo en la mayoría de las fechas. El pH medido en el arroyo La Chozza y en los efluentes EC1 y EC2 resultó siempre alcalino, con un valor mínimo de 7,09 y un máximo de 8,70, siendo el pH del efluente EC1 inferior a los valores medidos en el arroyo en la mayoría de las fechas, con una mediana de 7,30 (**Tabla 1.3**). La conductividad eléctrica (CE) mediana de las aguas del arroyo disminuyó hacia su desembocadura en el embalse. El valor mínimo de CE (457 $\mu\text{S}/\text{cm}$) fue registrado en el sitio C0. La CE mediana en EC1 (1330 $\mu\text{S}/\text{cm}$) resultó superior a la registrada en el resto de los sitios, mientras que la CE

mediana en EC2 resultó más variable, con valores en el rango de 872 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 1530 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (**Tabla 1.3**).

El efluente EC1 presentó una carga orgánica moderada, reflejándose en bajos valores medianos de OD (0,7 mg/l) y elevados valores medianos de DBO_5 (210 mg/l, **Fig. 1.9**). Debe destacarse que los datos correspondientes a la fecha de Mar-2013 en el sitio EC1, si bien fueron incluidos en el análisis, corresponden a una condición general muy diferente del resto de las fechas, con ausencia de olores y bajos niveles de nutrientes y materia orgánica que se correspondió con un elevado tenor de OD (18,5 mg/l). Entre los sitios C1 y C2 la concentración mediana de OD disminuyó aguas abajo de EC1 (**Tabla 1.3**), mientras que el valor mediano de DBO_5 se incrementó debido al aporte del efluente EC1 (**Fig. 1.9**). En el sitio C0 (**Tabla 1.3**) se registró el valor de OD más elevado (10,7 mg/l) entre los sitios del arroyo, mientras que la DBO_5 determinada en este sitio resultó 0 mg/l. Los valores de DQO también se incrementaron en C2 con respecto a C1, a partir del ingreso de las aguas de EC1 (**Fig. 1.9**).

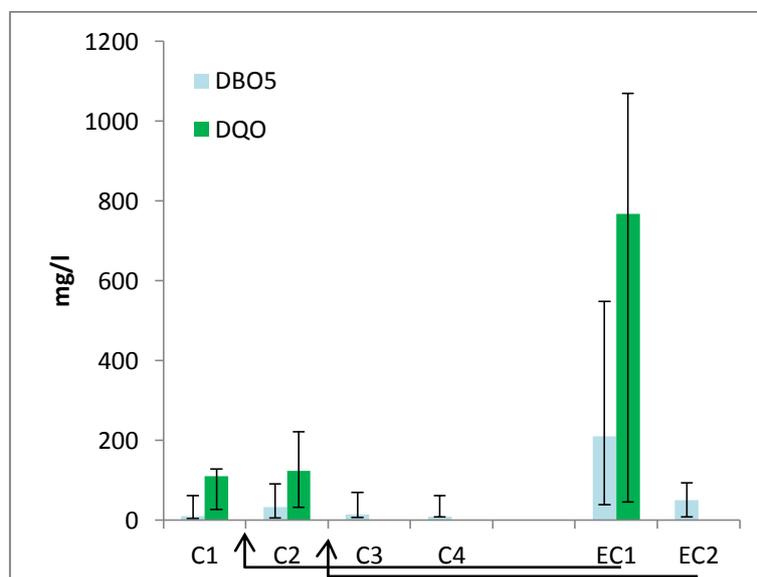


Figura 1.9. Valores medianos, mínimos y máximos de DBO_5 y DQO en los sitios del arroyo La Choza (C1 a C4) y canales a cielo abierto (EC1 y EC2). Sólo se disponen de datos de DQO en los sitios C1, C2 y EC1.

Se observó un incremento de SST en el arroyo aguas abajo de EC1, que luego disminuyó hacia la desembocadura. La concentración mediana de SST en EC1

fue 194 mg/l, valor muy superior al hallado en las aguas receptoras (22 mg/l en el sitio C1) (**Tabla 1.3**).

El valor de la mediana de la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) se incrementó en el arroyo aguas abajo de EC1, observándose luego un descenso de los valores aguas abajo del sitio C2. En todos los sitios, el amonio resultó la forma predominante de nitrógeno inorgánico, mientras que los valores más elevados de nitritos y nitratos se observaron en C2, aguas abajo del canal EC1.

Los niveles de fósforo total (Pt) mostraron patrones similares con un incremento notorio de la concentración aguas abajo del ingreso de EC1 en el arroyo y luego una disminución progresiva hacia la desembocadura (**Tabla 1.3**). Se observó el mismo patrón en el caso del carbono orgánico total (COT). En ninguna campaña se observó un efecto importante del ingreso de EC2 sobre las concentraciones de NID y Pt del arroyo, con excepción de Pt en la campaña de Feb-2011.

En el sitio C0 la concentración de NID y Pt resultaron bajos (**Tabla 1.3**). Los valores de COT y los niveles de OD determinados en este sitio resultaron mayores a los determinados en el resto de los sitios del arroyo (**Tabla 1.3**). No puede descartarse que en el entorno del sitio C0 existan fuentes difusas de contaminación asociadas principalmente a la ganadería ([Vilches et al., 2011](#)) que aporten carbono orgánico por escorrentía. Sin embargo, los elevados niveles de OD registrados en el sitio asegurarían la descomposición aeróbica por bacterias.

La proyección climática para el período 2020-2040 ([SAyDS, 2007](#)) y la tendencia creciente significativa de las temperaturas medias de los meses más cálidos determinadas en este trabajo indican que los procesos de descomposición de materia orgánica se verán favorecidos, por lo tanto las concentraciones de nutrientes disueltos podrían aumentar y la concentración del oxígeno en agua disminuir en función de la mayor demanda de oxígeno en la descomposición y la mayor temperatura, favoreciendo el *stress* en muchas especies acuáticas ([Johnson et al., 2009](#)). En un escenario de temperaturas elevadas, los efectos sobre la biota piscícola incluirían también cambios en la distribución de especies sensibles

como *Hypostomus commersoni* (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2010), disturbios en las dietas y sitios de cría y desove en peces, entre otros.

Por otra parte, el agravamiento de la hipoxia conduciría luego a la ralentización de la mineralización de la materia orgánica, siendo cuestionable el aumento de los nutrientes por causa de la acción descomponedora en esos casos (Pozo, *com. per.*). Además de determinar la presencia/ausencia de organismos acuáticos, la concentración de oxígeno influye en la solubilidad de sustancias (hierro, manganeso o fósforo, entre otras) (Butturini *et al.*, 2009) y su disponibilidad interviene en procesos fundamentales como la nitrificación/denitrificación y regula la toxicidad de metales que puedan estar presentes en el sedimento al afectar el equilibrio de óxido-reducción.

En relación a las consecuencias del incremento en los niveles de nutrientes esperables sobre la biota, Rodrigues Capítulo *et al.*, (2010) encontraron que la fertilización de un tramo del arroyo La Chozza trajo aparejados el incremento de la biomasa de algas y bacterias asociadas a los sedimentos; el incremento en la abundancia de macroinvertebrados herbívoros representados principalmente por *Pomacea canaliculata* y *Heleobia* sp.; cambios en las comunidades de diatomeas; incremento en la producción de macrófitas, entre otros efectos. El predominio de N-NH_4^+ entre los nutrientes nitrogenados, sumado al pH generalmente alcalino (en ocasiones superior a 8,5) y la persistencia de condiciones de hipoxia que no favorecen la nitrificación, tendrían como consecuencia un incremento de las concentraciones de amoníaco e hidróxido de amonio, compuestos tóxicos para especies sensibles de algas, macrófitas y peces (Wetzel, 1981).

La intensificación del uso del suelo afecta la calidad y cantidad de agua de la hidrósfera (Johnson *et al.*, 2009). Factores locales como el ingreso de un efluente de la industria agroalimentaria producen un efecto puntual sobre la calidad del agua del arroyo. Las áreas riparias de los arroyos de llanura de bajo caudal contribuyen a disminuir tales efectos y tienen un rol significativo en la reducción de concentraciones de N-NO_3^- y PRS (Jarvie *et al.*, 2008) y además constituyen áreas de refugio, alimentación, retención de sólidos y áreas oxigenadas para especies sensibles a las bajas concentraciones de oxígeno. Sin embargo, los

cambios en el uso del suelo implican muchas veces pérdidas de áreas ribereñas vegetadas en el nuevo escenario de intensificación de la actividad agrícola. En el arroyo La Choza, el aumento en las concentraciones de nutrientes resultaría en el aumento de la biomasa bacteriana y algal asociada al sedimento y de la producción primaria de macrófitas. Otros efectos podrían incluir disminución de la diversidad de peces e invertebrados (Paul y Meyer, 2001; Allan, 2004). Por otro lado, el aumento de la superficie destinada para uso del suelo industrial (por ejemplo el “Sector Industrial Planificado” en el Partido de General Rodríguez) y diversas urbanizaciones impulsadas desde ámbitos privados y públicos, en un marco de escaso control estatal de los efluentes líquidos, supone el incremento del volumen de los vertidos en los cursos de agua superficiales. El incremento de sólidos suspendidos transportados por la corriente asociado al ingreso de efluentes, sumado al incremento de producción de biomasa de algunas especies de macrófitas flotantes (por ejemplo *Lemna gibba*, Fig. 1.10), podrían acelerar la colmatación del Embalse Roggero, ubicado aguas abajo, y deteriorar la función depuradora de las aguas que hoy cumple (Rigacci *et al.*, 2013).



Figura 1.10. Acumulación de *Lemna gibba* en la ribera del Embalse Roggero, indicando exceso de nutrientes disueltos.

Tabla 1.3. Variables básicas y nutrientes en el arroyo La Choza.

Sitio		Temp. (°C)	pH	CE (μS/cm)	OD (mg/l)	SST (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	NID (mg/l)	PRS (mg/l)	Pt (mg/l)	COT (mg/l)	COD (mg/l)	COP (mg/l)
C0	(n = 1)	30,0	7,86	457	10,7	84	0,90	0,05	0,17	1,12	0,56	1,30	27,1	22,7	7,7
C1	Mediana	17,0	7,97	1250	4,0	22	5,36	0,12	0,87	6,63	0,87	1,21	6,3	4,5	3,3
	Mínimo	8,0	7,20	601	0,9	10	2,23	0,06	0,32	3,44	0,60	0,80	5,6	3,0	1,0
	Máximo	26,0	8,44	1328	6,7	65	9,53	0,25	1,14	11,38	1,27	1,58	18,6	11,7	6,8
	n	7	7	7	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
C2	Mediana	16,0	7,74	1232	3,0	53	6,40	0,14	0,60	8,69	0,87	1,80	14,2	6,3	7,6
	Mínimo	10,0	7,12	606	1,0	25	2,09	0,06	0,20	3,17	0,59	0,76	6,0	3,5	1,8
	Máximo	25,0	8,54	1367	5,2	66	13,33	0,36	5,05	13,66	2,14	3,25	36,8	19,1	17,7
	n	7	7	7	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
C3	Mediana	17,0	7,92	1169	2,1	31	6,41	0,05	0,44	7,10	0,77	1,29	7,4	5,1	2,8
	Mínimo	9,0	7,65	1059	0,1	20	3,26	0,00	0,05	3,31	0,43	1,00	5,8	3,7	1,1
	Máximo	25,0	8,63	1261	5,8	43	8,44	0,11	1,00	9,57	1,40	2,38	12,6	6,1	6,5
	n	4	4	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
C4	Mediana	16,5	8,00	1079	4,8	18	6,15	0,09	0,17	6,51	0,76	1,30	7,9	5,5	2,1
	Mínimo	10,0	7,88	1041	4,6	17	4,28	0,01	0,04	4,83	0,47	0,86	4,8	2,9	1,9
	Máximo	26,0	8,62	1244	7,1	25	9,69	0,45	0,87	10,46	0,99	1,99	13,4	6,9	7,0
	n	4	4	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
EC1	Mediana	20,0	7,30	1330	0,7	194	20,38	0,06	0,04	20,61	2,94	5,22	101,5	42,5	60,4
	Mínimo	16,7	7,09	1118	0,0	7	0,48	0,00	0,00	0,61	0,18	0,48	10,0	8,0	2,0
	Máximo	27,0	8,04	1555	18,5	247	25,94	0,09	0,14	27,29	4,74	7,39	179,9	96,0	97,1
	n	7	7	7	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
EC2	Mediana	16,5	8,13	905	8,7	35	14,01	0,05	0,50	14,29	0,37	0,57	4,5	2,3	2,1
	Mínimo	10,0	7,42	872	0,0	20	1,76	0,04	0,18	2,23	0,25	0,43	2,7	1,7	1,0
	Máximo	23,0	8,70	1530	9,3	331	35,83	0,07	0,83	36,44	1,04	6,52	67,4	30,9	36,5
	n	4	4	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4

Las aguas del arroyo Durazno en los sitios D1 y D2, estuvieron caracterizadas por un pH alcalino (7,72), niveles moderados de oxígeno disuelto (5,67 mg/l) y conductividad eléctrica de 1076 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (**Tabla 1.4**).

En ambos sitios del arroyo Durazno, los niveles de NID, Pt y COT resultaron bajos y los valores medianos del resto de las variables determinadas fueron similares (**Tabla 1.4**). Sin embargo, los niveles de nutrientes hallados en las aguas residuales ED1 resultaron elevados, con valores medianos de NID, Pt y COT de 54,92 mg/l, 4,88 mg/l y 31,2 mg/l respectivamente (**Tabla 1.4**). En los sitios D2 y ED1 la forma predominante de nitrógeno inorgánico disuelto fue N-NH_4^+ y en D1, N-NO_3^- (**Tabla 1.4**). El valor de la DQO resultó muy similar en los sitios D1 y D2 (107 y 109 mg/l respectivamente). La DQO en el sitio ED1 fue de 252 mg/l (**Fig. 1.11**).

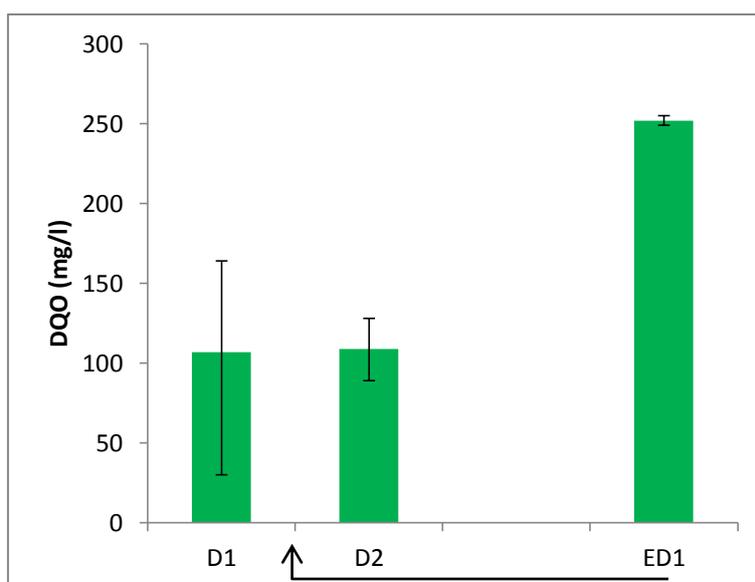


Figura 1.11. Valores medianos, mínimos y máximos de DQO en los sitios del arroyo Durazno (C1 a C4) y canal a cielo abierto (ED1).

En todos los casos, la DBO_5 en los sitios D1 y D2 resultó < 6 mg/l y en ED1 6 mg/l. Dada la baja relación DBO_5/DQO en ED1, y teniendo en cuenta que el aporte de carbono corresponde mayoritariamente a materia orgánica biodegradable, es posible que en el efluente existan sustancias inhibitoras del crecimiento bacteriano tales como productos de desinfección (Braile y Cavalcanti, 1979).

Tabla 1.4. Variables básicas y nutrientes en el arroyo Durazno.

Sitio		Temp (°C)	pH	CE (μS/cm)	OD (mg/l)	SST (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	NID (mg/l)	PRS (mg/l)	Pt (mg/l)	COT (mg/l)	COD (mg/l)	COP (mg/l)
D1	Mediana	17,5	7,72	1076	5,3	33	0,44	0,02	0,64	1,41	0,24	0,42	12,4	7,4	5,0
	Mínimo	8,3	7,17	342	4,0	7	0,21	0,02	0,24	0,55	0,11	0,23	2,8	2,3	0,6
	Máximo	22,0	8,51	1882	13,3	40	1,35	0,10	0,95	1,70	0,43	0,52	20,2	12,6	7,6
	n	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
D2	Mediana	10,5	7,94	1115	9,2	21	1,57	0,02	0,30	1,89	0,37	0,41	11,1	6,6	4,5
	Mínimo	7,9	7,42	344	5,7	9	0,35	0,02	0,27	0,64	0,21	0,30	4,2	2,7	1,6
	Máximo	13,0	8,5	1886	12,8	33	2,79	0,03	0,33	3,15	0,52	0,52	18,0	10,5	7,5
	n	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
ED1	Mediana	11,9	7,33	1672	5,6	84	54,62	0,04	0,26	54,92	4,37	4,88	31,2	16,0	15,2
	Mínimo	10,8	7,24	740	3,0	69	34,90	0,04	0,15	35,09	3,18	4,21	29,6	14,4	15,2
	Máximo	13,0	7,41	2603	8,3	99	74,34	0,04	0,38	74,75	5,55	5,55	32,8	17,6	15,2
	n	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2

En la **Figura 1.12** se representa la composición iónica porcentual en base a las medianas de cationes y aniones determinados en muestras de agua de los arroyos La Choza y Durazno. En ambos casos, se destaca el predominio del anión bicarbonato y del catión sodio, correspondiendo a aguas fuertemente bicarbonatadas y fuertemente alcalinas, tal como describió [Arreghini \(2008\)](#) para estos arroyos. La elevada alcalinidad le confiere a estas aguas la capacidad reguladora del pH para hacer frente a los cambios producidos por los procesos de fotosíntesis y respiración, entre otros. En relación a la salinidad y según la clasificación de [Ringuelet \(1962\)](#), las aguas de ambos arroyos resultaron oligohalinas (0,5 – 5 g/l), salvo la muestra extraída en C0, que puede clasificarse como hipohalina (< 0,5 g/l). En cuanto a la dureza, las aguas del arroyo La Choza resultaron moderadamente blandas (50-100 mg/l) a levemente duras (100-150 mg/l) (**Tabla 1.5**). Las muestras provenientes del arroyo Durazno resultaron de moderadamente blandas a moderadamente duras (150-200 mg/l) (**Tabla 1.6**) ([Conzonno, 2009](#)). En todos los casos, la elevada alcalinidad y la baja dureza indican que además de las sales de bicarbonatos y carbonatos con calcio y magnesio, se forman sales con los cationes sodio y potasio.

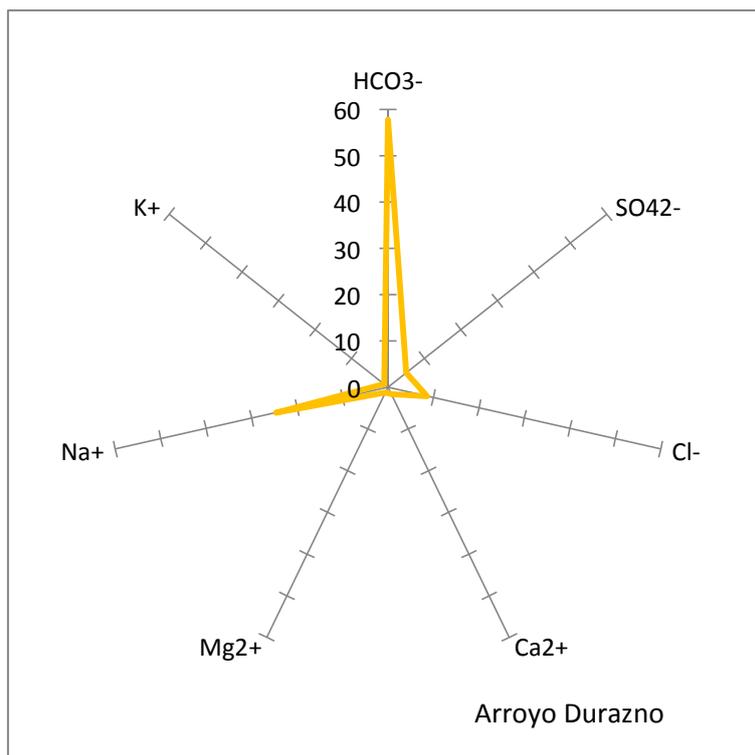
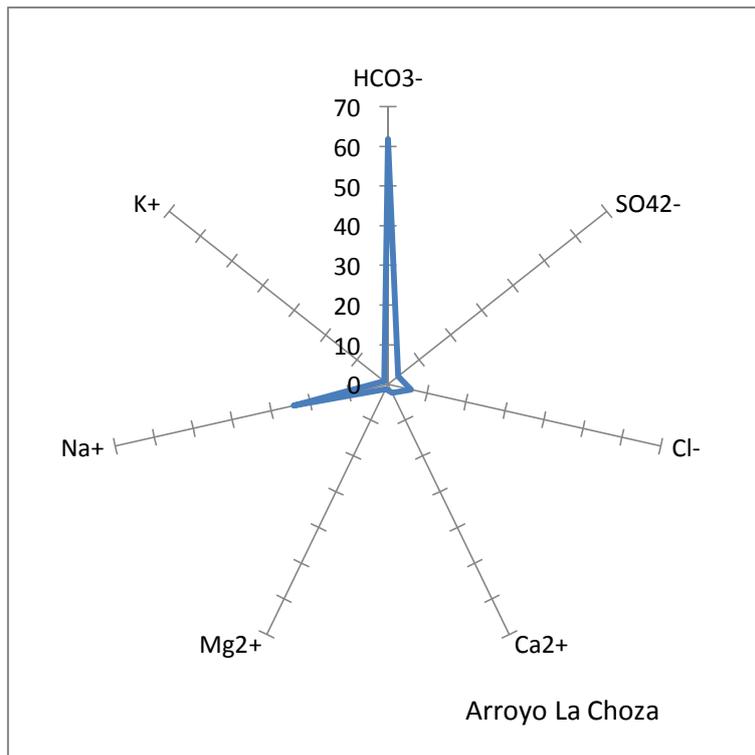


Figura 1.12. Composición iónica porcentual de las muestras de aguas superficiales de los arroyos La Choza y Durazno, calculada en base a las medianas de cada curso de agua.

Tabla 1.5. Macroiones en el arroyo La Choza.

Sitio		SO ₄ ²⁻ (mg/l)	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	SDT (mg/l)	Dureza (mg CaCO ₃ /l)
C0	(n = 1)	24	276	10	25	10	67	17	430	104
C1	Mediana	36	639	67	26	14	250	13	1045	124
	Mínimo	14	364	30	15	9	83	10	527	77
	Máximo	41	813	73	29	16	300	14	1278	133
	n	7	7	7	7	7	7	7	7	7
C2	Mediana	33	644	67	25	13	250	14	1026	122
	Mínimo	16	366	31	15	10	79	10	526	77
	Máximo	39	856	81	32	16	317	19	1350	132
	n	7	7	7	7	7	7	7	7	7
C3	Mediana	32	680	59	25	12	258	13	1072	114
	Mínimo	26	579	53	23	11	233	9	970	104
	Máximo	38	762	66	28	15	275	14	1177	131
	n	4	4	4	4	4	4	4	4	4
C4	Mediana	32	684	58	26	12	242	13	1063	109
	Mínimo	24	527	52	22	10	200	9	858	100
	Máximo	39	774	61	28	14	271	15	1192	129
	n	4	4	4	4	4	4	4	4	4
EC1	Mediana	27	838	85	22	14	233	19	1251	110
	Mínimo	12	594	48	16	5	126	10	861	90
	Máximo	33	991	116	28	17	300	35	1512	120
	n	7	7	7	7	7	7	7	7	7
EC2	Mediana	11	657	23	24	9	223	12	1007	100
	Mínimo	9	467	20	22	7	200	7	914	91
	Máximo	15	741	246	26	14	250	25	1040	113
	n	4	4	4	4	4	4	4	4	4

Tabla 1.6. Macroiones en el arroyo Durazno.

Sitio		SO ₄ ²⁻ (mg/l)	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	SDT (mg/l)	Dureza (mg CaCO ₃ /l)
D1	Mediana	59	604	104	19	15	140	13	935	108
	Mínimo	17	357	25	9	5	94	9	577	44
	Máximo	94	778	185	35	22	450	13	1578	181
	n	4	4	4	4	4	3	3	3	4
D2	Mediana	56	737	107	22	14	450	14	1599	111
	Mínimo	16	682	25	9	5	450	14	1599	44
	Máximo	97	792	189	35	23	450	14	1599	179
	n	2	2	2	2	2	1	1	1	2
ED1	Mediana	55	1054	117	33	16	450	1	2130	148
	Mínimo	18	792	33	18	10	450	1	2130	88
	Máximo	92	1316	200	48	22	450	1	2130	208
	n	2	2	2	2	2	1	1	1	2

Las velocidades de flujo superficial medias resultaron bajas en todos los sitios de ambos arroyos en correspondencia con la baja pendiente. Los valores máximos para el arroyo La Choza se registraron en el sitio C2 (0,10 m/s) y los mínimos en C4 (0 m/s). En el arroyo Durazno, la velocidad media fue 0,07 m/s en ambos sitios. Entre los efluentes, la mayor velocidad media correspondió a EC1 (0,31 m/s) y la menor a EC2 (0,02 m/s) (**Fig. 1.13**).

El análisis de componentes principales (ACP) permitió ordenar los casos correspondientes a los sitios de muestreo en el cauce principal de ambos arroyos según dos factores con autovalores mayores a 1, que explican el 77,27 % de la varianza (**Fig. 1.14**). El factor 1 correlacionó principalmente con el contenido de sólidos (SST) y materia orgánica (COT) (correlaciones negativas) y el factor 2 con nutrientes nitrogenados y fosforados (NID y Pt, correlaciones positivas) (**Fig. 1.14**). Se observa una gran variabilidad entre fechas para todos los sitios. Cabe destacarse, que en la campaña de Jul-2012, el factor 1 permitió separar a los sitios D1 y D2 del arroyo Durazno del resto de los sitios, por su bajo contenido de COT y SST, mientras que el sitio C2 del arroyo La Choza se separó del cúmulo de datos por la razón contraria. El factor 2 permitió separar al único dato obtenido del sitio C0 del arroyo La Choza (Feb-2011) y a los sitios D1 y D2 del

arroyo Durazno (May-2012) del resto de sitios y campañas debido a las concentraciones más bajas de nutrientes. A partir del ACP, se pudieron identificar las variables que más aportan a la caracterización de los sitios muestreados. Sin embargo, no se pudo determinar una variabilidad longitudinal a lo largo del cauce en ninguna variable. Los ingresos puntuales de contaminantes parecen definir la calidad del agua de los tramos estudiados.

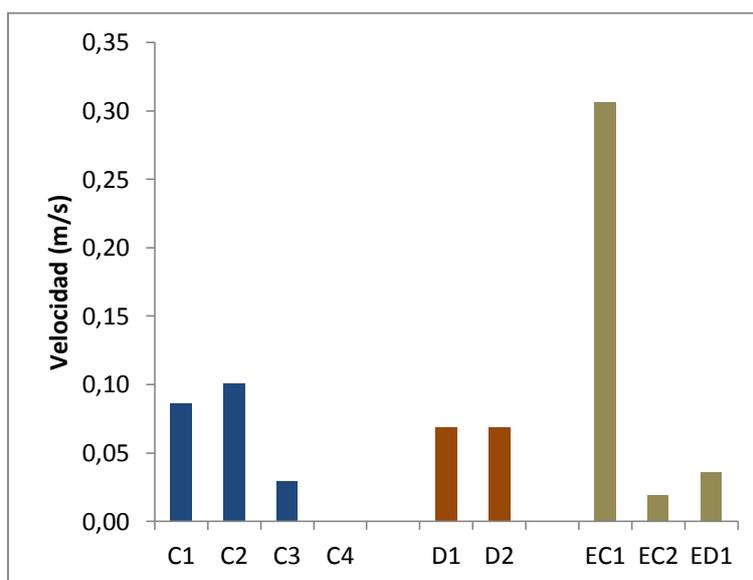


Figura 1.13. Velocidades superficiales de corriente (medias) en el centro del cauce en distintos sitios de los arroyos La Choza (C1 a C4) y Durazno (D1 y D2) y canales a cielo abierto (EC1, EC2 y ED1).

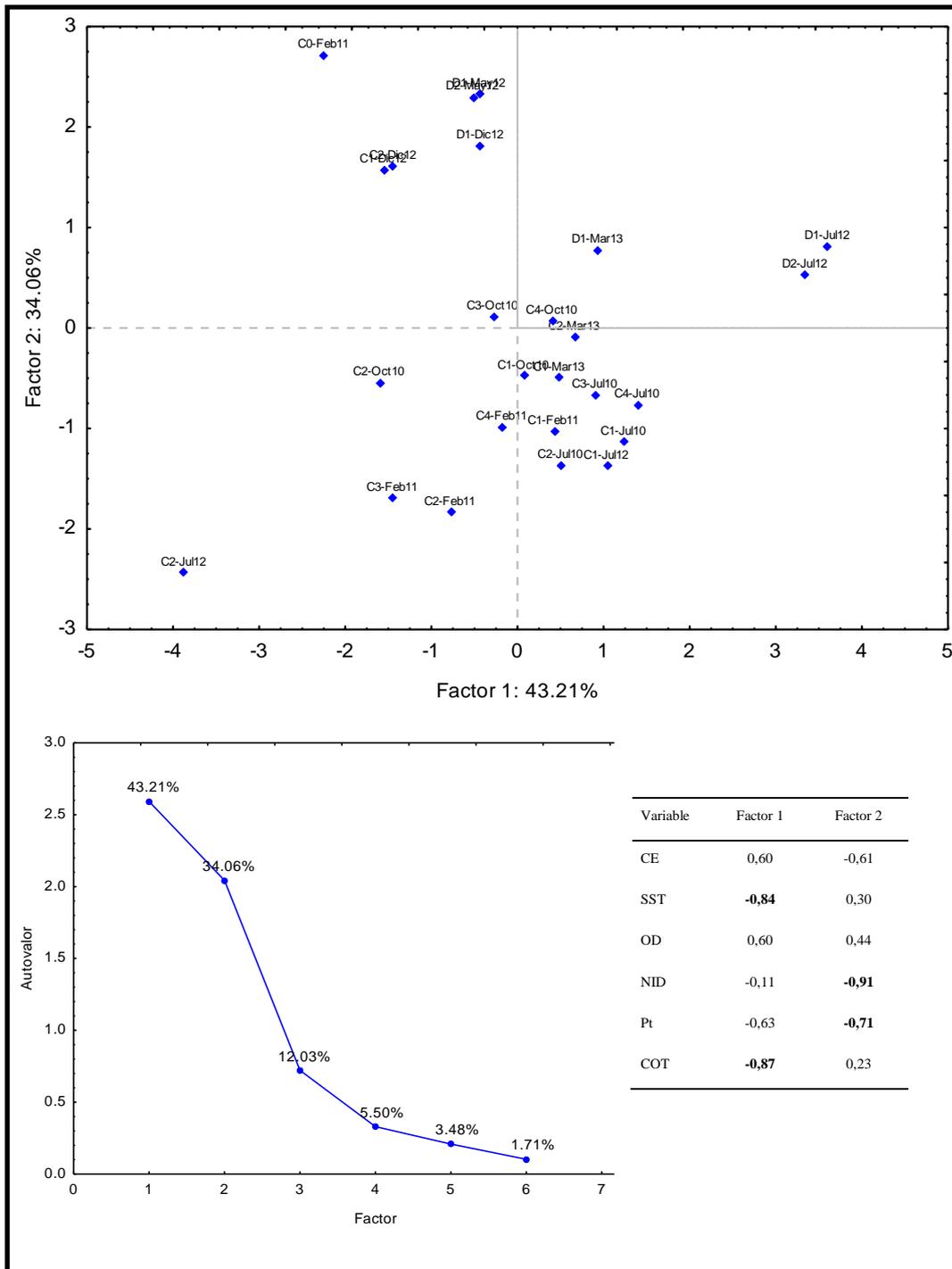


Figura 1.14. Análisis de Componentes Principales (ACP) basado en correlaciones.

La **Tabla 1.7** muestra los valores de caudales (Q) y cargas (L) de SST, NID, Pt, COT y Cl⁻ en las fechas de campaña de Jul-2010, Oct-2010 y Jul-2012 en los sitios C1, C2 y EC1. En todos los casos, la carga de cada variable resultó superior en el sitio C2 con respecto al sitio C1, revelando el aporte del canal EC1.

En todas las fechas analizadas, la carga de SST, NID y Pt en el sitio C2, resultó superior al valor teórico según el balance de masa $L_{i)C2} \approx (L_{i)C1} + L_{i)EC1}$. La mayor diferencia promedio entre la carga medida y la teórica se halló en la carga de sólidos suspendidos transportada por la corriente, que se incrementa notoriamente entre C1 y C2 (**Tabla 1.7**). No es posible explicar este incremento únicamente por el aporte de sólidos por el efluente EC1, dado que $L_{SST)C2} \gg (L_{SST)C1} + L_{SST)EC1}$. Posiblemente este aumento se deba a la disminución de la sección transversal del cauce entre C1 y C2, incrementando la velocidad media de la corriente en este último sitio (**Fig. 1.13**) y por ende la erosión del lecho y márgenes y disminuyendo la sedimentación de los sólidos transportados. Por otra parte, la presencia del “Puente Irigoyen” (cruce de la Ruta Provincial N° 24, entre los sitios C1 y C2), puede incrementar la erosión local, debido a la modificación del flujo alrededor de estribos y pilas.

En los casos de Pt y NID, las diferencias entre las cargas teóricas y las medidas en C2 fueron bajas, siendo 46 kg/d para Pt y 74 kg/d para NID. En el caso del COT, la carga medida en C2 fue menor a la teórica en Jul-2010 y mayor en las fechas restantes, pudiendo deberse a la mayor capacidad de degradación bacteriológica asociada a los mayores niveles de OD registrados en invierno. La carga medida de Cl⁻ fue inferior a la teórica en todas las fechas. Puesto que el cloruro es un ión conservativo, la diferencia entre la carga medida y la teórica debería ser aproximadamente cero; en este caso la diferencia hallada podría estar relacionada con errores en la estimación de los caudales.

Tabla 1.7. Caudales (Q_i) y cargas (L_i) de distintas variables calculados en los sitios C1, C2 y EC1 en tres fechas de muestreo.

Fecha	Sitio	Q (m ³ /s)	L _{SST} (kg/d)	L _{NID} (kg/d)	L _{Pt} (kg/d)	L _{COT} (kg/d)	L _{Cl-} (kg/d)
Jul-2010	C1	2,338	3031	2299	220	1131	13536
	C2	2,366*	5927	2449	274	1226	11651
	EC1	0,027	458	63	14	240	165
Oct-2010	C1	0,879	1671	416	92	638	4634
	C2	0,899*	4737	481	140	1079	4659
	EC1	0,020	351	35	12	303	137
Jul-2012	C1	0,409	354	347	45	216	3076
	C2	0,434*	2476	512	122	1380	3301
	EC1	0,025	533	59	16	354	250

* El caudal en el sitio C2 (Q_{C2}) fue estimado a partir de la suma de $Q_{C1}+Q_{EC1}$.

Considerando el total de los datos, se hallaron correlaciones de Pearson altamente significativas negativas ($p < 0,01$) entre la temperatura y el pH, HCO_3^- , Na^+ y STD). El pH se correlacionó con SST, PRS, Pt, COT, COD, COP (-) y Ca^{2+} (+). La CE correlacionó positivamente con $N-NH_4^+$, NID, los macroiones (excepto K^+), dureza y STD. Los SST correlacionaron negativamente con OD (-), y positivamente con $N-NH_4^+$, NID, PRS, Pt, COT, COD, COP, K^+ y DBO_5 . El OD correlacionó negativamente con PRS, Pt, COT y COP (-) (**Tabla 1.8**).

En el sistema acuático bajo estudio, se destaca la importancia del monitoreo de la variable SST, debido a los elevados coeficientes de correlación hallados entre ésta y las concentraciones de nutrientes P y C y en menor medida $N-NH_4^+$ y por lo tanto su posible valor predictivo (**Fig. 1.15**). El material particulado parece ser una fuente importante de P y C. Asimismo, SST fue una de las variables que más aportó a la caracterización de los sitios muestreados (**Fig. 1.14**). Entre los nutrientes nitrogenados, $N-NO_2^-$ correlacionó con OD y $N-NO_3^-$ con pH y DQO, aunque a un nivel

de significancia de $p < 0,05$. Por otra parte, se hallaron correlaciones altamente significativas de signo positivo entre el resto de los nutrientes (N-, P- y C-) y con HCO_3^- (excepto, en este último caso, con las distintas formas de carbono). Las concentraciones de macroiones correlacionaron entre sí y con STD y dureza (+), con excepción del K^+ , que correlacionó (+) con las concentraciones de fósforo y carbono, en las diversas formas determinadas y DBO_5 . El contenido de materia orgánica medido como DBO_5 correlacionó con los nutrientes de P- y C- y con la DQO. La materia orgánica medida como DQO correlacionó además con COT y COD (+) (**Tabla 1.8**). La existencia de correlaciones altamente significativas y coeficientes de Pearson elevados entre nutrientes y materia orgánica permiten identificarlos como componentes de las aguas residuales vertidas en los distintos puntos de ambos arroyos que afectan notoriamente la calidad de sus aguas.

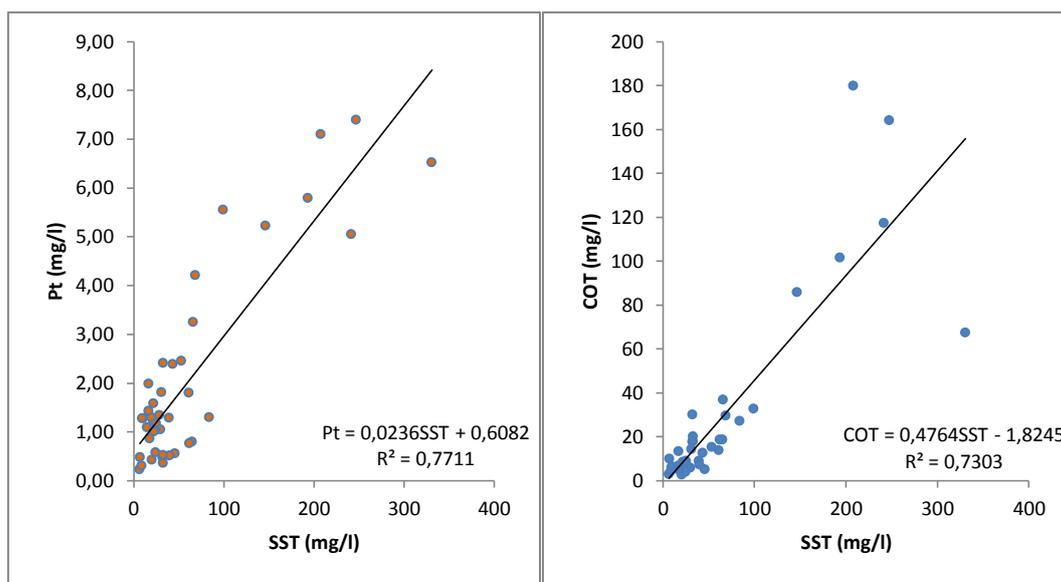


Figura 1.15. Gráfico de dispersión con ajuste a un modelo lineal para Pt(SST) y COT(SST).

Tabla 1.8. Correlaciones bivariadas de Pearson según datos de todos los sitios muestreados.

	Temp.	pH	CE	SST	OD	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	NID	PRS	Pt	COT	COD	COP	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Dureza a	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	STD	DBO ₅	DQO	
Temp	1																									
pH	-,513**	1																								
CE	-0,25	0,134	1																							
SST	0,274	-,462**	0,179	1																						
OD	-0,29	0,321	0,076	-,493**	1																					
N-NH₄⁺	-0,1	-0,28	,566**	,528**	-0,18	1																				
N-NO₂⁻	0,012	-0,05	-0,07	-0,1	-0,331*	-0,14	1																			
N-NO₃⁻	-0,26	,341*	-0,0	-0,2	0,036	-0,15	0,057	1																		
NID	-0,12	-0,27	,572**	,525**	-0,18	,998**	-0,14	-0,09	1																	
PRS	0,039	-,474**	0,257	,620**	-,452**	,660**	-0,06	-0,24	,655**	1																
Pt	0,187	-,475**	,333*	,878**	-,547**	,690**	-0,08	-0,25	,687**	,871**	1															
COT	0,215	-,499**	0,183	,854**	-,447**	,435**	-0,13	-0,26	,431**	,758**	,873**	1														
COD	0,192	-,505**	0,143	,808**	-0,392*	,403**	-0,12	-0,26	,401**	,730**	,832**	,971**	1													
COP	0,233	-,470**	0,203	,856**	-,472**	,440**	-0,13	-0,25	,434**	,745**	,866**	,979**	,900**	1												
SO₄²⁻	-0,333*	0,238	,729**	-0,23	,393*	0,148	-0,02	0,049	0,151	-0,09	-0,15	-0,17	-0,15	-0,17	1											
HCO₃⁻	-,575**	0,043	,645**	0,124	-0,01	,605**	-0,05	-0,08	,609**	,551**	,408**	,306*	0,285	0,302	,360*	1										
Ca²⁺	-0,383*	,492**	,798**	-0,16	0,288	,392*	0,001	0,202	,405**	-0,01	-0,03	-0,21	-0,24	-0,17	,649**	,534**	1									
Mg²⁺	-0,18	0,181	,802**	-0,1	0,238	0,237	-0,07	0,059	0,245	0,017	0,058	-0,05	-0,01	-0,08	,788**	,325*	,615**	1								
Dureza	-0,321*	,378*	,889**	-0,15	0,292	,349*	-0,04	0,136	,361*	0,009	0,015	-0,14	-0,14	-0,14	,800**	,478**	,894**	,901**	1							
Cl⁻	-0,13	-0,03	,817**	,390*	0,061	,481**	-0,13	-0,04	,481**	0,128	,355*	0,225	0,199	0,233	,688**	,322*	,493**	,719**	,676**	1						
Na⁺	-,642**	,354*	,816**	0,055	0,127	,450**	-0,15	-0,04	,452**	0,249	0,233	0,09	0,05	0,116	,583**	,748**	,756**	,527**	,739**	,600**	1					
K⁺	0,102	-0,18	0,092	,753**	-0,370*	0,12	0,005	-0,09	0,127	,562**	,694**	,722**	,726**	,687**	-0,2	0,153	-0,21	-0,04	-0,14	0,211	0,112	1				
STD	-,612**	0,145	,913**	0,144	0,078	,618**	-0,11	-0,07	,621**	,477**	,380*	0,244	0,216	0,25	,602**	,930**	,757**	,576**	,765**	,619**	,911**	0,16	1			
DBO₅	0,146	-0,34	0,256	,576**	-0,387*	0,221	-0,09	-0,23	0,223	,519**	,643**	,847**	,873**	,760**	-0,12	0,308	-0,14	0,275	0,057	0,224	0,102	,693**	0,262	1		
DQO	0,065	-0,38	0,094	,516*	-0,35	0,264	-0,08	-0,08	0,265	,553*	,587*	,626**	,665**	,566*	-0,24	0,397	-0,03	0,042	0,011	-0,07	0	0,485	0,197	,815**	1	

* $p < 0,05$

** $p < 0,01$

CAPÍTULO 2.

Índices de calidad de aguas y de riberas

INTRODUCCIÓN

En la región pampeana y particularmente en la RMBA las aguas superficiales tienen distintos usos antrópicos. En sectores altamente urbanizados, la presencia de agua superficial suele asociarse a inundaciones, acumulación de residuos sólidos y propagación de enfermedades, por lo tanto los cursos de agua suelen encontrarse entubados, por ejemplo el arroyo Maldonado o gran parte del arroyo Morón. Esto responde a un manejo de los cuerpos de agua característico de principios de siglo XX, donde predominó una visión ingenieril y sanitarista negando los servicios ecosistémicos que los caracterizan. En otros casos, se utilizan como vertederos de efluentes de origen doméstico, municipal e industrial, tal es el caso de los tramos medios y bajos de los ríos Luján (O'Farrell *et al.*, 2002), Reconquista (Salibián, 2006) y Matanza-Riachuelo (García y de Iorio, 2003). En áreas rurales o periurbanas, como las cuencas altas de los mencionados ríos, parte de las aguas se utilizan como fuente de bebida para el ganado en producciones de tipo extensivas y en otros casos como vertederos de efluentes agroindustriales e industriales (cría intensiva de ganado o “*feedlots*”, producción de huevos, frigoríficos avícolas, porcinos y vacunos, industrias alimenticias, etc.). Sólo pequeños tramos de algunos ríos y arroyos permanecen protegidos o incluidos en áreas naturales municipales, provinciales, nacionales o privadas.

El concepto de calidad de aguas está íntimamente relacionado con los usos a los que se destina un recurso hídrico, de manera que distintos usos admiten distintas calidades de aguas. Por ejemplo, de acuerdo con la legislación nacional (Decreto Reglamentario N° 831/93 de la Ley N°24.051) existen niveles guía de diversas sustancias para fuentes de bebida humana contratamiento convencional o para protección de la vida acuática en aguas dulces superficiales, entre otros usos. Los niveles guía o de referencia para la protección de la vida acuática tienen, en realidad, un uso limitado, ya que las características naturales propias de las aguas

continentales son muy variables, tanto espacial como temporalmente y muchas de las formas de vida que sustentan han evolucionado para adaptarse a éstas ([Branco, 1984](#)). Una forma de resolver este problema, consiste en el desarrollo de Índices de Calidad de Aguas (ICAs) adaptados a las características locales o regionales de los cuerpos de agua.

Los ICAs permiten estimar tendencias en la variación de la calidad de las aguas, asesorar sobre la calidad del agua a lo largo del tiempo y en distintos puntos de un sistema acuático, señalar secciones deterioradas por la contaminación y estudiar los efectos de los vertidos contaminantes en las aguas receptoras para estimar la capacidad de autodepuración de las mismas y monitorear el progreso de programas de control de la contaminación ([Lacoste y Collasius, 1996](#)). Como antecedente relevante en el desarrollo de ICAs a nivel local, cabe destacarse un trabajo de [Berón \(1984\)](#), desarrollado principalmente para el estudio de la contaminación cloacal e industrial.

Como herramienta de manejo, el desarrollo y utilización de ICAs, además de lograr una correcta clasificación de la calidad de las aguas, tiene la ventaja adicional de integrar una gran cantidad de información de carácter científico-técnico en un único dato de tipo cualitativo (calidad “mala” a “excelente”) o cuantitativo (por ejemplo un número del 1 al 10), que resulta fácilmente comprensible para los gestores y público en general ([Pesce y Wunderlin, 2000](#)). Por otra parte, se destaca que algunas variables como el déficit de oxígeno disuelto (D) suele incrementarse al disminuir el valor de los ICAs ([Sánchez *et al.*, 2007](#)), por lo tanto el estudio estadístico de esta relación es un aspecto relevante en el monitoreo de la contaminación hídrica.

Actividades como la agricultura, la ganadería, la industria y la urbanización suelen modificar las características físicas, químicas y biológicas de arroyos y ríos y sus riberas ([Seeboonruang, 2012](#)). Entre los principales factores ambientales que afectan a los ecosistemas acuáticos se incluyen la sedimentación, el enriquecimiento de nutrientes, la contaminación hídrica, las alteraciones hidrológicas o la modificación de la vegetación ribereña ([Allan, 2004](#)). Las condiciones de flujo o la calidad del agua no son sólo indicadores del estado de

los sistemas fluviales, sino también de los ecosistemas terrestres adyacentes (Margalef, 1994; Zhou *et al.*, 2012).

Los sistemas ribereños actúan como zonas de transición, cumpliendo funciones de filtrado y depuración de nutrientes y contaminantes, regulación de temperatura y entrada de luz, entre otros (Kutschker *et al.*, 2009; Prat y Ward, 1994). Adicionalmente, los sistemas lóticos suelen estar sujetos a pulsos de inundación en los cuales ocurre el desborde de las aguas hacia la llanura aluvial, situación que modifica los ciclos biogeoquímicos de nutrientes, la productividad de macrófitas y la diversidad de aves, entre otros (Mitsch *et al.*, 2008). Este fenómeno natural sólo es posible si existe conectividad entre la columna de agua y la ribera.

La vegetación que crece en las márgenes de los ríos se denomina vegetación ribereña o riparia. Estas plantas pueden ser tanto leñosas como herbáceas y están adaptadas a desarrollarse en el ecotono entre los ambientes acuático y terrestre, donde las características del suelo, sobre todo el nivel freático, están influidas por la dinámica fluvial. La extensión, ancho y continuidad longitudinal de la vegetación son algunos de los atributos más importantes de las comunidades riparias. La vegetación también contribuye con su sistema radicular a estabilizar las márgenes y disminuyen la erosión hídrica (Elosegi y Díez, 2009).

El desarrollo y la aplicación de índices de calidad de riberas adaptados a las características de los sistemas acuáticos locales permite detectar, monitorear y gestionar riesgos asociados a la modificación del ambiente ripario autóctono. La importancia del análisis de los sistemas ribereños suele ser subestimada, aunque se han desarrollado índices con el objetivo de cualificar y cuantificar su calidad ecológica, por ejemplo el Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) (Munné *et al.*, 2003) y su adaptación a los bosques andino-patagónicos (QBRp) (Kutschker *et al.*, 2009). Sin embargo, existen pocos antecedentes (Feijoó *et al.*, 2012), sobre la aplicación de índices de calidad de ribera en ríos y arroyos pampeanos, que tengan en cuenta la ausencia de vegetación arbórea y otras características particulares de estos ambientes. A la fecha, se cuenta con información relevante sobre la regionalización de los arroyos pampeanos en función de características

fisicoquímicas y de las comunidades de macrófitas ([Feijoó y Lombardo, 2007](#)) que aportan a este fin.

En el presente capítulo se describe el desarrollo de un índice de calidad de aguas y un índice de calidad riberas adaptados a las características de los sistemas acuáticos estudiados y que resultan potencialmente aplicables a otros ríos y arroyos de la región pampeana.

OBJETIVO GENERAL

Elaborar un índice de calidad de aguas y un índice de calidad de riberas que contemplen las características de los cursos de agua de la región pampeana.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Elaborar un índice de calidad de agua de fácil aplicación al monitoreo de la contaminación hídrica en los cursos de agua y aguas residuales estudiados en el **Capítulo 1**.
- Evaluar la aplicación de un índice de calidad de riberas para arroyos de la llanura pampeana.
- Evaluar la aplicación de un sistema informático de soporte para la gestión de ambientes fluviales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Elaboración del Índice de Calidad de Agua

Con la información fisicoquímica de las aguas de los arroyos La Choza y Durazno y de los afluentes que vuelcan aguas residuales en estos cursos de aguas (**Capítulo 1**) se calculó el ICA para cada fecha y sitio con información completa de las variables requeridas, de acuerdo a la siguiente expresión (**Ec. 2.1**, [Berón, 1984](#)):

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^n q_i}{\sum_{i=1}^n w_i}$$

Ecuación 2.1

Donde q_i es un valor asignado a cada variable según el valor de la misma y w_i es el peso relativo de la variable de acuerdo a su importancia en relación a la calidad de las aguas (**Tabla 2.1**).

Se elaboró un nuevo índice de calidad de aguas, el ICA modificado (ICAP), seleccionando variables indicadoras de contaminación orgánica y por nutrientes, considerando especialmente aquellas que correlacionaron significativamente ($p < 0,05$) con el oxígeno disuelto (**Tabla 1.8, Capítulo 1**). Para el cálculo de este índice se utilizó la misma expresión matemática que para el ICA. Para la ponderación de cada variable en el cálculo del ICA se siguieron los lineamientos sugeridos por [Berón \(1984\)](#), mientras que para el cálculo del ICAP se asignaron pesos idénticos para cada variable (**Tabla 2.1**). Los valores de ICA e ICAP pueden variar en el rango de 0 (“semejante a cloacal crudo séptico”) a 10 (“pureza original”), asignándose un color a cada intervalo (**Fig. 2.1**).

Tabla 2.1. Variables utilizadas en el cálculo del ICAP.

Variable	w_i	Rango	Referencia	q_i
SST	2	≤ 50 mg/l	(uso II, INA, 2011)	20
		≤ 80 mg/l	(uso IV, INA, 2011)	10
		> 80 mg/l		0
N-NH₄⁺	2	0-0,2	(Berón, 1984)	20
		$> 0,2-0,5$		18
		$> 0,5-1,0$		14
		$> 1,0-2,0$		10
		$> 2,0-5,0$		6
		$> 5,0-10,0$		3
		> 10		0
Pt	2	$< 0,010$ mg/l	(uso V, INA, 2011)	20
		$< 0,100$ mg/l	(usos II, VI, INA, 2011)	14
		≤ 1 mg/l	(usos III y IV, INA, 2011)	8
		> 1 mg/l		0
DBO₅	2	0-2	(Berón, 1984)	20
		$> 2-4$		17
		$> 4-6$		14
		$> 6-10$		11
		$> 10-15$		8
		$> 15-25$		5
		$> 25-50$		2
		> 50		0
OD	2	> 9	(Berón, 1984)	20
		$> 8-9$		16
		$> 6-8$		12
		$> 4-6$		8
		$> 1-4$		4
		0-1		0

Figura 2.1. Gama de colores para las categorías de los índices de calidad de agua ICA e ICAP.

0 a 1	Semejante a cloacal crudo séptico
1 a 2	
2 a 3	
3 a 4	Polución elevada
4 a 5	
5 a 6	
6 a 7	Polución
7 a 8	
8 a 9	Polución leve
9 a 10	Pureza original

Se analizó la correlación entre ICA e ICAP y la variable “déficit de oxígeno disuelto” (D), es decir la diferencia entre la concentración de saturación de OD teórica en agua para la temperatura al momento del muestreo y la presión atmosférica (Wetzel, 1981) y la concentración de OD medida *in situ*, que fue realizada aproximadamente a la misma hora en todas las fechas de campañas con el objetivo de eliminar la fuente de variabilidad diaria de la concentración de OD asociada a la producción de algas y macrófitas (Margalef, 1983). Se descartaron datos correspondientes a fechas donde el valor de la concentración OD fue de sobresaturación. Se analizó la existencia de una relación lineal entre los valores de los índices y D, que permitiría caracterizar aproximadamente la calidad de las aguas de nuevos sitios de muestreo en base a la medición de D (Sánchez *et al.*, 2007).

Para la determinación de los valores de qi (Tabla 2.1) que se le asignan a cada variable según la concentración medida, se consideró la aptitud de las aguas de ambos arroyos para distintos usos: consumo humano con tratamiento convencional (I), actividades recreativas con contacto directo (II), actividades recreativas sin contacto directo (III), actividades recreativas pasivas (IV), preservación de la vida acuática con exposición prolongada (V); preservación de la vida acuática sin exposición prolongada (VI), preservación de especies de

peces sin efectos subletales (VII) y preservación de especies de peces sin efecto letal (VIII) según variables utilizadas en [INA \(2011\)](#) para la evaluación de calidad de agua.

Utilizando los valores medianos de temperatura, pH, CE, OD, SST, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, PRS, DQO, DBO y COT determinados en el sitio C2, y con información adicional sobre la calidad de aguas del efluente EC1 y sobre la estructura de las riberas y el canal, se llevó a cabo el diagnóstico ecológico del sistema acuático en ese tramo (100 m), analizándose además las posibles soluciones a cada problema encontrado. Para ello, se utilizó el programa STREAMES-EDSS® v1.0, desarrollado para el manejo de arroyos mediterráneos ([Elosegi *et al.*, 2011](#)), que permite diagnosticar problemas de contaminación hídrica, proponiendo además alternativas de mitigación a distintas escalas. Entre las posibles soluciones sugeridas por el programa fueron seleccionadas únicamente aquellas que pueden ser aplicables dadas las características y el contexto actual del área de estudio.

Elaboración del Índice de Calidad de Riberas

En cada arroyo se seleccionaron tramos de 100 m de longitud cuyo punto medio coincidiera aproximadamente con los puntos de muestreo de calidad de aguas superficiales C0, C1, C2 (incluye el ingreso del efluente EC1 desde la ribera Norte), C3 (incluye el ingreso del efluente EC2 desde la ribera Norte), C4 y D1 (incluye el ingreso del efluente ED1 desde la ribera Sur) (**Figs. 1.2 y 1.3, Capítulo 1**). Se aplicó un índice de calidad de riberas pampeanas (ICRP) que fue elaborado tomando como base el índice QBRp presentado por [Kutschker *et al.* \(2009\)](#) (**Tabla 2.2, Parte A**) con modificaciones sugeridas por especialistas en la temática ([Faggi y de Cabo, com. pers.](#); [Melignani y Faggi, 2012](#)) incorporando información adicional sobre el terreno adyacente a la ribera (**Tabla 2.3, Parte B**). La puntuación final para cada ribera de cada tramo se calculó como el promedio de las puntuaciones de ambas partes. El rango teórico de variación del índice es de 0 a 100 puntos, distinguiéndose diferentes rangos de calidad de ribera (**Fig. 2.2**) ([Kutschker *et al.*, 2009](#)).

Tabla 2.2. Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP). Parte A: ribera.

Criterio	Puntuación
a) Grado de cubierta de la zona de ribera (puntuación entre 0 y 25)	
> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	20
50-80 % de cubierta vegetal	15
10-50 % de cubierta vegetal	10
< 10 % de cubierta vegetal	5
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es total	(+5)
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es superior al 50 %	(+2,5)
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es entre 25-50 %	(-2,5)
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es inferior al 25 %	(-5)
b) Estructura de la cubierta (puntuación entre 0 y 25)	
Cobertura de hierbas palustres (hp) superior al 90 % de la superficie	25
Cobertura de hp entre 75-90 % de la superficie	18
Cobertura de hp entre 50-75 % de la superficie	15
Cobertura de hp entre 25-50% de la superficie y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %	15
Cobertura de hp inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10-25 %	10
Sin hp por debajo del 10 %	5
c) Calidad de la cubierta (puntuación entre 0 y 25)	
Sólo existen especies vegetales autóctonas	15
Predominan las especies autóctonas pero existen individuos de especies no arbóreas exóticas	10
Sin especies autóctonas	5
Si hay árboles nativos	(+5)
Si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial entre 50-75 % de la longitud del tramo	(+2,5)
Si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial en más del 75 % de la longitud del tramo	(+5)
Si hay de 0-50 % de la superficie cubierta por árboles exóticos	(-2)
Si hay de 50-100 % de la superficie cubierta por árboles exóticos	(-5)
d) Grado de naturalidad del canal fluvial (puntuación entre 0 y 25)	
El canal del río no está modificado	25
Modificaciones de las terrazas adyacentes sin reducción del canal	20
Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal	15
Signos de alteración y estructuras que modifican el canal	10
Estructuras transversales	5
Río canalizado en la totalidad del tramo	0
Puntuación total (A) (suma de los puntajes a, b, c y d)	

Tabla 2.3. Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP). Parte B: terreno adyacente a la ribera.

Criterio	Puntuación
a) Tipo de suelo y topografía	
Suelos permeables y baja pendiente	26,7
Suelos permeables y pendientes moderadas	20
Suelos impermeables y baja pendiente	13,3
Suelos impermeables y pendientes moderadas	6,7
Zonas de almacenamiento transitorio de agua	(+6,7)
Relieve plano	(-6,7)
b) Uso del suelo adyacente a la ribera	
Área protegida municipal, provincial o nacional	26,7
Lotes baldíos sin ganadería o ganadería extensiva	20
Cultivos o ganadería intensiva	16
Urbanización	13,3
Industrial	6,7
Si hay 50 % o más de superficie destinada a espacios verdes públicos	(+6,7)
Si hay menos de 50% de superficie destinada a espacios verdes públicos	(-6,7)
c) Aportes laterales	
Ausencia de afluentes o canales	33,3
Canales de drenaje local o afluentes intermitentes	26,7
Canales pluviales	20
Canales combinados (pluviales+cloacales)	13,3
Canales cloacales o industriales	6,7
Descarga directa	0
Puntuación total (B) (suma de los puntajes a, b y c)	

Fig.2.2. Gama de colores para distintos rangos del Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP).

≤ 25	Calidad pésima
> 25-50	Calidad mala
> 50-70	Calidad intermedia
> 70-90	Calidad buena
> 90	Estado natural

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Índices de calidad de agua

El déficit de oxígeno disuelto (D) medido en los sitios de ambos arroyos y en las aguas residuales se ubicó en el rango de 0,0 a 9,3 mg OD/l, con un valor medio de 5,3 mg OD/l, mientras que los valores medios de ICA e ICAP resultaron similares, siendo 3,9 y 3,5 respectivamente (**Tabla 2.4**). Estos valores ubican al promedio de las muestras de agua entre las categorías de “polución elevada” (ICA = 3) a “polución” (ICA = 6) ([Berón, 1984](#)). Según los valores calculados del ICA las muestras varían entre “semejante a cloacal crudo séptico” (ICA = 0) y “polución leve” (ICA = 8). En el caso del ICAP el valor mínimo también lo sitúa en líquido cloacal puro y el máximo hallado (8,2) (**Tabla 2.4**) se encuentra incluido entre “polución leve” y “pureza original” (ICA = 10).

Según el ICA, la mejor calidad de agua en el arroyo La Choza correspondió al sitio C1 con una media de 4,1 puntos (polución-polución elevada), mientras que el menor valor correspondió al sitio C3, con una media de 2,7 puntos (polución elevada) (**Fig. 2.3**). Según el ICAP, el mayor valor de calidad de aguas corresponde al sitio C4 (4,3 puntos), el más alejado del efluente EC1, y el menor a C2 (2,9 puntos) (**Fig. 2.3**), el más cercano a EC1.

Tabla 2.4. Valores de déficit de oxígeno disuelto (D), ICA e ICAP calculados para los sitios de los arroyos La Choza (C1 a C4) y Durazno (D1 y D2) y aguas residuales (EC1, EC2 y ED1).

Cuenca	Sitio	Fecha	D	ICA	ICAP
			mg OD/l		
Arroyo La Choza	C1	jul-10	4,8	3,7	4,0
		oct-10	8,4	2,4	2,6
		feb-11	3,7	4,7	4,5
		jul-12	6,8	4,5	4,2
		dic-12	4,7	5,3	4,2
		mar-13	5,8	4,0	3,8
	C2	jul-10	5,8	3,2	3,3
		oct-10	8,6	2,3	1,3
		jul-12	8,4	2,2	1,4
		dic-12	4,5	5,1	4,2
		mar-13	4,0	4,7	4,5
	C3	jul-10	5,4	4,1	5,0
		oct-10	7,1	2,7	3,0
		feb-10	8,0	1,4	2,3
	C4	jul-10	3,8	5,1	5,4
		oct-10	4,4	3,1	3,4
		feb-11	3,4	3,8	4,2
	EC1	jul-10	7,9	2,1	0,4
		feb-11	7,9	0,9	0,0
		jul-12	9,3	1,8	0,0
		dic-12	5,0	2,6	2,7
	EC2	jul-10	2,2	4,3	5,2
		oct-10	0,0	4,0	4,8
		feb-11	8,4	1,0	0,0
Arroyo Durazno	D1	may-12	4,5	6,2	5,4
		dic-12	4,5	6,7	6,4
		mar-13	3,6	6,3	6,4
	D2	may-12	4,5	8,2	7,1
	ED1	may-12	7,2	4,8	1,8
		jul-12	2,4	5,3	4,0
	Media		5,3	3,9	3,5
Mínimo		0,0	0,9	0,0	
Máximo		9,3	8,2	7,1	

En el arroyo Durazno, los valores medios de ambos índices fueron similares en D1 (ICA = 6,4; ICAP = 6,1) y en D2 (ICA = 8,2; ICAP = 7,1). En los sitios D1 y D2, la aplicación de los índices no permite una clasificación adecuada en relación a la calidad de aguas ni a lo observado *in situ*, ya que el último se encuentra aguas abajo del vertido de aguas residuales de criadero porcino. Sin embargo los valores de ambos índices en D2 son mayores que en D1 y son muy superiores a los obtenidos para los sitios del arroyo La Choza. (**Fig. 2.3**). Podría existir un aporte de agua desde el hiporreos que contribuya a la dilución en D2.

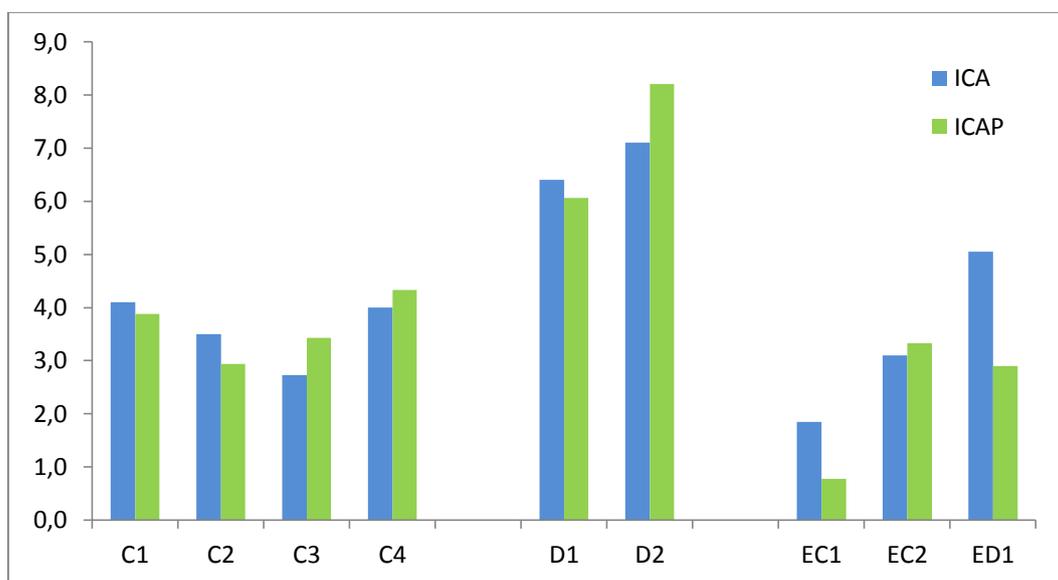


Figura 2.3. Valores medios de ICA e ICAP calculados para los sitios de los arroyos La Choza (C1 a C4) y Durazno (D1 y D2) y aguas residuales (EC1, EC2 y ED1).

La clasificación de las aguas residuales del sitio EC1 según los índices de calidad de agua utilizados obtuvo los valores medios más bajos de todos los sitios (ICA = 1,9; ICAP = 0,8), mientras que para el sitio EC2 los valores resultaron levemente superiores (ICA = 3,1; ICAP = 3,3). El efluente ED1 obtuvo valores de ICA e ICAP de 5,1 y 2,9 respectivamente (**Fig. 2.3**).

El análisis estadístico de los datos permitió establecer la existencia de una correlación de Pearson negativa altamente significativa ($p < 0,01$) entre ICA y D e ICAP y D y una correlación positiva altamente significativa entre ambos índices. El ajuste de los datos de ICA y D e ICAP y D a una función lineal

resultó regular en ambos casos, con coeficientes de determinación (R^2) de 0,4019 y 0,5846 para ICA(D) e ICAP(D) respectivamente (**Fig. 2.4**). Sin embargo, se destaca que el mejor ajuste fue obtenido a partir de los datos del índice ICAP, que fue elaborado teniendo en cuenta las condiciones específicas del sistema estudiado.

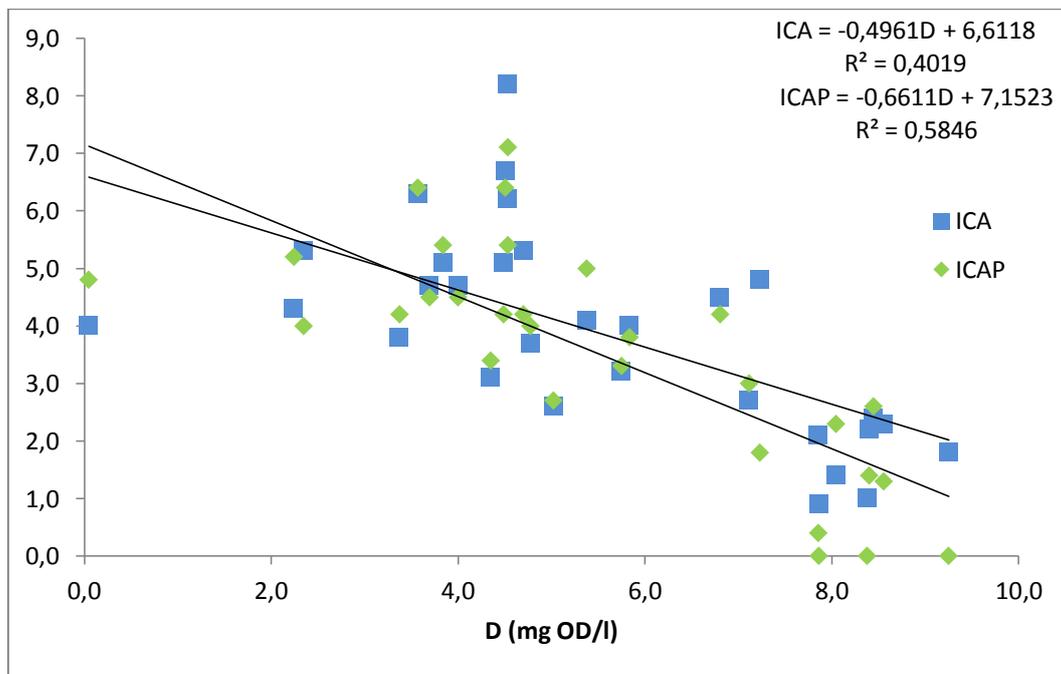


Figura 2.4. Grafico de dispersión con valores de déficit de oxígeno disuelto (D) y valores de ICA e ICAP.

El análisis del ajuste de los modelos empíricos presentados incluyó el análisis de las diferencias entre el valor calculado de cada índice (**Tabla 2.4**) y el valor del índice estimado a partir de D. En la **Tabla 2.5** se presenta el resumen de dicho análisis.

La media del valor absoluto de los residuos (\bar{d}) fue de aproximadamente 1,1 en ambos casos, mientras que el mayor valor de d se obtuvo para ICA (4,04) (**Tabla 2.5**). El número de casos con d menor a 1 y 2 resultó superior para ICA, mientras que el porcentaje de coincidencia de categorías entre el valor calculado y el predicho fue superior para ICAP, aunque en ambos casos resultó bajo (**Tabla 2.5**). El ajuste de ambos modelos es adecuado sólo si se acepta $d < 2$ (≥ 80 % de los casos) (**Tabla 2.5**).

Tabla 2.5. Características de los modelos empíricos según valor absoluto de los residuos (d) y % de casos con coincidencia de categoría ($n = 30$).

Estadístico	ICA	ICAP
$\bar{d} \pm DS$	1,09 \pm 0,95	1,06 \pm 0,84
$d_{\text{mínimo}}$	0,01	0,08
$d_{\text{máximo}}$	4,04	2,74
Casos con $d < 1$	17 (57 %)	14 (47 %)
Casos con $d < 2$	25 (83 %)	24 (80 %)
Coincidencia de categoría (%)	27	37

Analizando la aptitud de los tramos bajo estudio según los criterios de [INA \(2011\)](#), el tramo correspondiente al arroyo La Chozza (C1 a C4) resultó no apto para ninguno de los usos evaluados en relación a los bajos niveles de OD y elevados niveles de DBO₅. El tramo correspondiente al arroyo Durazno (D1 a D2) resultó apto para los usos I (consumo humano con tratamiento convencional), III (actividades recreativas sin contacto directo) y IV (actividades recreativas pasivas).

Los resultados hallados sugieren que la adaptación de los índices de calidad de agua a las características locales de los sistemas acuáticos, mediante la selección de variables basada en correlaciones, es una alternativa metodológica a la aplicación de un índice genérico, aunque ésta última permite una comparación cualitativa entre sistemas acuáticos de características disímiles. También se destaca la posibilidad de aplicar el mismo índice tanto a las aguas residuales como a los sistemas acuáticos receptores. Por otra parte, dada la importancia del OD en la distribución de especies y la creación de nichos ecológicos para las especies más resistentes a su ausencia ([Branco, 1984](#)), para el desarrollo de índices locales de calidad de aguas se propone la inclusión de variables que resulten fuertemente correlacionadas con el oxígeno disuelto.

Existen factores como la variación de la intensidad de la radiación solar a lo largo del día y el año, la abundancia de algas y macrófitas, la intensidad del viento, la presencia de desniveles en el terreno, que no están asociados con la contaminación hídrica sino que resultan característicos del medio natural, pero que inciden sobre la concentración de OD, por lo tanto deberían tenerse en cuenta al momento de aplicar este tipo de índices.

La utilización del programa STREAMES-EDSS® v1.0 permitió caracterizar el sitio C2, correspondiente a la peor condición en relación a la calidad de las aguas. Según el diagnóstico detallado, la capacidad de autodepuración del arroyo La Choza en el tramo estudiado resulta muy baja, la capacidad de amortiguación del ingreso de nutrientes desde la ribera, moderada y el valor integrado del estatus ecológico (IES, siglas en inglés), malo. Debe destacarse que el valor de IES integra la información proveniente de la calidad fisicoquímica, la calidad de las riberas, la calidad biológica y la calidad hidromorfológica y características relativas a la funcionalidad del curso de agua. Los principales problemas detectados fueron: hipereutrofización; contaminación muy severa por materia orgánica; concentración de $\text{NH}_3 > 0,02$ mg/l; hipoxia moderada; salinidad moderada (característica de las aguas superficiales de la región) y problema severo relacionado con SST. La **Tabla 2.6** presenta un resumen de las soluciones sugeridas por el programa para los problemas de hipereutrofización e hipoxia.

A partir de la aplicación del programa STREAMES-EDSS® v1.0, y teniendo en cuenta las tendencias climáticas, de calidad de aguas y de uso del suelo halladas, se pudieron identificar las prioridades de acción que más se ajustan al área de estudio: la necesidad de la planificación del uso del suelo; el control de la calidad de los efluentes vertidos en los cursos de agua; la creación de plantas de tratamiento de efluentes domésticos e industriales; la optimización de la operación de las plantas de tratamiento (municipales e industriales); la promoción de Mejores Prácticas de Manejo por medio de subsidios agrícolas y la creación de nuevas áreas naturales que protejan las riberas de los cursos de agua de la región, en el marco de una protección legal integral del espacio ribereño. La aplicación del programa STREAMES-EDSS® v1.0 resulta de gran utilidad, aún

considerando la limitación evidente que ha sido desarrollado para arroyos de regiones de Europa ([Elosegi *et al.*, 2011](#)) con características fisicoquímicas, estructurales y funcionales distintas. En este sentido, cabe destacar que sería de suma utilidad para gestores, investigadores y público en general, adaptar este programa para ser aplicado a los arroyos pampeanos, principalmente en relación a los niveles de nutrientes, sólidos suspendidos, salinidad, estructura de las riberas, etc.

Tabla 2.6. Diagnóstico y soluciones propuestas a problemas de contaminación hídrica en el arroyo La Choza utilizando el *software* STREAMES-EDSS®v1.0.

Problema	Causa	Soluciones propuestas				
		Escala	Técnica o práctica	Descripción	Efectividad	Factibilidad
Hipereutrofización	Ingreso de efluente	Cuenca	Implementar/mejorar tratamientos de remoción de fósforo	Aplicable al tratamiento de los efluentes industriales. Incluye procesos químicos (por ejemplo precipitación) y biológicos	Muy alta	Muy factible
		Cuenca	Mejores Técnicas Disponibles	Conjunto de las técnicas más efectivas y avanzadas disponibles para la prevención o reducción de efluentes	Alta	Muy factible
Hipoxia moderada	Ingreso de efluente	Cuenca	Optimización de la remoción de materia orgánica	Revisión de parámetros de operación en plantas de tratamiento de efluentes	Baja	Muy factible
		Cuenca	Mejores Técnicas Disponibles	Conjunto de las técnicas más efectivas y avanzadas disponibles para la prevención o reducción de efluentes	Baja	Muy factible
		Canal	Control por sombreado	Favorecimiento de la vegetación ribereña para eliminar la vegetación acuática (flotante, sumergida)	Baja	Muy factible
		Canal	Control mecánico	Dragado y remoción de macrófitas	Baja	Muy factible
		Lecho	Control biológico	Remoción de macrófitas por pastoreo	Baja	Muy factible

Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP)

Los valores del ICRP (promedio de ambas riberas) variaron entre 40 (calidad mala) y 74 puntos (calidad buena), con los valores más elevados obtenidos en los tramos C0 y C4 en Feb-2011 (**Tabla 2.7, Fig. 2.5**). En los tramos C1 y C4 los valores de ICRP fueron similares en ambas riberas en todas las fechas de campaña, ubicándose dentro del rango de “calidad intermedia” (ambos sitios) y “calidad buena” (tramo C4) (**Tabla 2.7**).

Tabla 2.7. Valores del Índice de calidad de riberas pampeanas (ICRP) calculados para los sitios de los arroyos La Choza (C1 a C4) y Durazno (D1).

Cuenca	Tramo	Fecha	ICRP			
			Ribera N	Ribera S	Promedio riberas	
Arroyo La Choza	C0	feb-11	70	74	72	
		C1	may-10	61	61	61
			jul-10	65	62	63
			oct-10	65	65	65
			feb-11	67	60	63
			dic-12	68	51	59
	C2	may-10	36	58	47	
		jul-10	36	58	47	
		oct-10	36	53	44	
		feb-11	39	65	52	
		dic-12	25	55	40	
	C3	may-10	56	63	60	
		jul-10	56	63	60	
		oct-10	56	64	60	
		feb-11	47	71	59	
	C4	may-10	69	66	67	
		jul-10	69	66	67	
		oct-10	69	69	69	
		feb-11	75	72	74	
	Arroyo Durazno	D1	dic-12	61	49	55
Media			56	62	59	
Mínimo			25	49	40	
Máximo			75	74	74	

En la mayoría de los tramos no existieron diferencias marcadas en el valor del ICRP entre las distintas fechas (**Tabla 2.7**). Posiblemente la duración del monitoreo no permitió identificar cambios significativos en la calidad de las riberas. Por otra parte, las mayores diferencias en el valor del índice entre riberas de un mismo sitio, se obtuvo en tramos que reciben el aporte de agua residual.

Los valores promedio más bajos se obtuvieron en C2, correspondiendo el menor valor a la ribera norte, que recibe el aporte del efluente EC1. Este resultado coincide con la caracterización fisicoquímica y los valores del ICAP (**Fig. 2.5.**) que asignan la peor calidad de agua a este tramo del arroyo La Chozza.

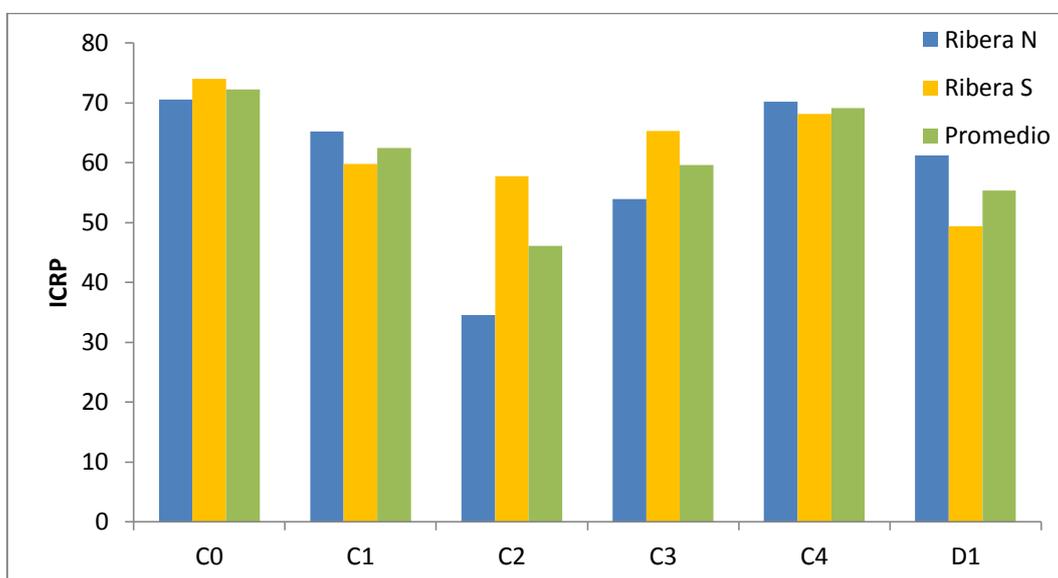


Figura 2.5. Valores medios del Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP) calculados para los sitios de los arroyos La Chozza (C0 a C4) y Durazno (D1).

En el **Anexo 2** se incluye una lista de las especies más abundantes encontradas en las riberas de ambos cursos de agua durante las campañas de muestreo. Las principales condiciones que redujeron el valor del ICRP según la calidad de las riberas (**Tabla 2.2**, Parte A del ICRP) fueron la ausencia o escasa abundancia de hierbas palustres, la presencia de especies vegetales exóticas e invasoras y la existencia de estructuras transversales al cauce (puente Irigoyen, tramo C2). En ambas riberas del tramo C1 se encontraron parches e individuos aislados de la especie invasora *Gleditsia triacanthos* (“acacia negra”). [Giorgi et al. \(2013\)](#) destacan la presencia de esta especie como

invasora en riberas de arroyos cercanos al área de estudio y postulan que la invasión, además de disminuir la biodiversidad por reducción de las macrófitas y de los organismos asociados a ella, reduce la producción primaria provocando cambios en la red trófica de estos ambientes. En los tramos C0 y C4, con los valores medios más altos (**Fig. 2.5**) la estructura de ambas riberas conservó al menos parcialmente su condición natural, con vegetación predominantemente nativa (**Fig. 2.6**).



Figura 2.6. Imagen de las riberas del arroyo La Choza en el tramo C4, vegetado principalmente con especies autóctonas.

La modificación más importante realizada sobre el QBRp ([Kutschker *et al.*, 2009](#)) fue la inclusión de información sobre el terreno adyacente a cada ribera (**Tabla 2.3**, Parte B del ICRP). En general, las principales condiciones que disminuyeron el valor del índice fueron la escasa permeabilidad de los suelos, algunos usos del suelo (por ejemplo ganadero e industrial, **Fig. 2.7**) y la existencia de vertidos de efluentes industriales (**Fig. 2.8**). La baja permeabilidad de los suelos posibilita el lavado de nutrientes hacia los arroyos durante las precipitaciones de cierta magnitud por efecto de la escorrentía, aunque las bajas pendientes del terreno favorecen la infiltración. Se consideró que el uso del suelo ganadero de los terrenos adyacentes a la ribera incrementa los riesgos de contaminación hídrica e invasión biológica en los arroyos, dado que el acceso del

ganado a la ribera es una práctica común en la región que favorece la dispersión de semillas de acacia negra (Blair, 1990) y la erosión. El uso de los lotes adyacentes a la ribera y la existencia de ingresos laterales directos de agua, resultan características relevantes que también fueron incluidas en el índice desarrollado por Feijoó et al. (2012), orientado principalmente a la valoración del impacto por contaminación difusa.

El vertido de efluentes suele ser la principal causa de contaminación hídrica en ríos y arroyos de la región metropolitana de grandes ciudades como Buenos Aires, siendo los ríos Matanza-Riachuelo y Reconquista casos emblemáticos. En ambos, el uso industrial del terreno adyacente a los cursos de agua está asociado con el vertido de efluentes y la modificación estructural de la ribera, como el dragado y la rectificación de canales.

Comparación entre índices

La caracterización de tramos de arroyos por medio de los índices de calidad de aguas y riberas pampeanas (ICAP e ICRP) resultó similar en el sentido que en ambos, la peor condición correspondió al sitio con mayores impactos (C2). Sin embargo, cada uno de los índices refleja aspectos diferentes de los ambientes acuáticos cuya relación no siempre es evidente. En arroyos de primer orden, la cobertura ribereña tiene una influencia muy importante sobre la calidad de las aguas, mientras que en cursos de agua de mayor orden tiene mayor importancia el uso del suelo a escala de cuenca (Dodds y Oakes, 2008) poniendo de relieve la necesidad de proteger los ambientes ribereños en general, y en particular los de cursos de agua de orden bajo.

Por otra parte, cada índice refleja condiciones ambientales distintas, mientras que el ICAP brinda información no sólo del tramo bajo estudio sino de los impactos aguas arriba (conectividad longitudinal), el ICRP pone de relieve la conectividad lateral al incorporar información de la ribera y de los ambientes terrestres adyacentes. La gran variabilidad temporal que puede tener la calidad de las aguas en los arroyos estudiados implica que el ICAP refleja la condición instantánea al momento de la toma de muestras, mientras que la condición de la ribera, aunque no aporta información relevante sobre la calidad del agua en un momento puntual, puede reflejar los impactos ambientales ocurridos a una escala temporal mayor.



Figura 2.7. Usos del suelo ganadero (arriba) e industrial (abajo) de las riberas y terrenos adyacentes en distintos puntos de la cuenca del arroyo La Choza. Nótese la modificación de la vegetación ribereña inducida por pastoreo (arriba).

PARTE II. Bioensayos.



CAPÍTULO 3.

Bioensayos de fitorremediación de agua residual mixta con *Spirodela intermedia*

INTRODUCCIÓN

Como se mencionó en los capítulos anteriores, las actividades productivas pueden afectar la calidad de las aguas superficiales. En el área de estudio dichas actividades corresponden principalmente a la ganadería, tanto en modalidades extensivas como intensivas (*feedlots* bovinos y porcinos, cría de aves de corral, etc.) y en menor medida la agricultura intensiva de soja.

A nivel global, se observa un crecimiento de la producción de pollo, con un aumento del 621 % de aves sacrificadas anualmente entre 1961 y 2001 (Nicol y Davies, 2013). Esta tendencia se observa también en Argentina que se ubica como uno de los principales países productores y exportadores de carne de pollo a nivel mundial (SIIA, 2012). Uno de los resultados derivados de este escenario es el incremento de residuos y aguas residuales generadas no sólo durante la faena, sino también en la etapa de cría y que suelen ser vertidas en ambientes acuáticos próximos. En el periurbano del Área Metropolitana de Buenos Aires, la producción de ponedoras y pollos de engorde es una actividad ubicua que tiene lugar principalmente bajo la modalidad de sistemas comerciales intensivos. Estos sistemas de producción son seriamente cuestionados desde el punto de vista del bienestar animal, debido a la generalización entre las aves de problemas óseos como osteoporosis y fracturas, la privación de comportamientos naturales causada por la cría en jaulas, el picaje y la pérdida de plumas o los altos niveles de estrés debido a un manejo inadecuado durante el transporte y sacrificio, entre otros (Nicol y Davies, 2013).

Los frigoríficos y mataderos avícolas generan grandes cantidades de aguas residuales, caracterizadas por elevadas DBO y DQO y altos niveles de nitrógeno y fósforo (Debik y Coskun, 2009). La sangre residual, grasas, orina, heces y compuestos sanitarios y de limpieza son las principales fuentes de materia

orgánica, nitrógeno y fósforo en estas aguas residuales (USEPA, 2002). Las elevadas cargas de que microorganismos indicadores de contaminación fecal que caracteriza a estos efluentes (coliformes totales y fecales, *Escherichia coli* o enterococos) pone de relieve el riesgo sanitario que tienen asociado e implica la necesidad de su desinfección antes de ser reutilizados o vertidos en cuerpos de agua superficiales (Gutiérrez *et al.*, 2012).

Los sistemas para el tratamiento de efluentes de mataderos consisten en un pretratamiento, un tratamiento primario, secundario y terciario. Los pretratamientos incluyen flotación, ecualización, sedimentación, etc. El objetivo del tratamiento primario es separar los sólidos flotantes de los sedimentables, utilizándose para ello flotación por aire disuelto (DAF por sus siglas en inglés), floculación y sedimentación, entre otros. Por medio de un tratamiento secundario se busca remover la materia orgánica utilizando lagunas, humedales construidos, sistemas de lodos activados, o sistemas anaeróbicos (del tipo reactores UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*), reactores de contacto o filtros anaeróbicos) (Chávez *et al.*, 2005; Johns, 1995; Poggi-Varaldo *et al.*, 2002). Finalmente, y antes del vertido en un cuerpo de agua o en el suelo, el tratamiento terciario busca conseguir la remoción de N, P y/o sólidos suspendidos (Mittal, 2006). Aunque existe una gran variedad de sistemas eficientes para el tratamiento este tipo de efluentes, su implementación en establecimientos avícolas de la región pampeana es escasa debido a factores tales como la ausencia de planificación estatal de sectores industriales, controles estatales escasos o inexistentes, falta de personal técnico idóneo en empresas, instituciones y organismos del estado, diseño u operación inadecuados, limitaciones espaciales, falta de financiamiento o simple desinterés en afrontar los costos de construcción y mantenimiento. En los casos en que existe algún tipo de sistema de tratamiento, frecuentemente está limitado a la sedimentación y oxidación parcial de la materia orgánica en lagunas aerobias o facultativas, verificándose la ausencia de un tratamiento posterior.

Las plantas acuáticas tienen un rol preponderante en la ecología de ríos, lagos y estuarios. Este grupo de organismos incluye especies de algas, fitoplancton, perifiton y macrófitas sumergidas, flotantes y emergentes. Además de servir de alimento y refugio a especies de niveles tróficos superiores y aportar oxígeno al

agua, las plantas acuáticas resultan fundamentales en el ciclado de nutrientes. La capacidad de algunas especies de algas y macrófitas de acumular contaminantes y nutrientes en raíces, tallos y otros tejidos puede ser aprovechada para reducir los niveles de metales, fenoles, DBO, DQO, sólidos, alcalinidad, N, P, acidez, dureza y bacterias coliformes en agua. Resulta de particular interés la capacidad de las plantas acuáticas de obtener sus nutrientes del sedimento y el agua. La concentración de fósforo en aguas superficiales es resultado de un balance entre la fracción disuelta (ortofosfato, PRS) y el fósforo adsorbido a los sedimentos, que en términos relativos es mucho mayor. El nitrógeno es asimilado por algas y macrófitas en forma de nitrato y amonio y en general se encuentra en mayores concentraciones en la columna de agua que en el sedimento (Lewis y Wang, 1997).

Las macrófitas acuáticas y en especial las lemnáceas tienen una probada capacidad de mejorar la calidad de las aguas residuales al remover nutrientes (Srivastava *et al.*, 2008; Arce García y Caicedo, 2000) además de ser fácilmente cosechables y constituir una alternativa como alimento animal (Caicedo *et al.*, 2000). Otra de las ventajas del tratamiento de aguas residuales basado en plantas acuáticas es su bajo costo frente a los tratamientos convencionales (Mohan y Hosetti, 1999). Sin embargo, la remoción de nutrientes resulta afectada por diversos factores. Salminen *et al.* (2001) reportaron efectos fitotóxicos en el tratamiento de efluentes de un frigorífico avícola, vinculados a niveles elevados de amonio y ácidos orgánicos. Asimismo, Körner y Vermaat (1998) señalaron una remoción diferencial de nutrientes, dependiendo de la concentración del efluente utilizada.

La familia Lemnaceae se encuentra caracterizada por plantas acuáticas flotantes diminutas reducidas a un cuerpo taliforme con o sin raíces (Mazzeo, 1993), con aproximadamente 40 especies alrededor del mundo (Mohan y Hosetti, 1999). Desde el punto de vista evolutivo, el género *Spirodela* es considerado el más primitivo de la familia, siendo *Wolffia* el más especializado (Les *et al.*, 1997). La especie *Spirodela polyrrhiza* Schleid. ha sido utilizada, por ejemplo, en experiencias de fitorremediación y recuperación de nutrientes (Wu *et al.*, 2010; Nhapi *et al.*, 2003). La lenteja de agua *Spirodela intermedia* W. Koch

(Lemnaceae) es una especie común distribuida en América del Sur y Centroamérica (Mazzeo, 1993) que puede encontrarse en cuerpos de agua de la región pampeana (Argentina) (DARWINION, 2011; Feijoó y Lombardo, 2007; Miretzky *et al.* 2004).

Los microorganismos que crecen sobre objetos sumergidos en el agua son útiles para evaluar los efectos de los contaminantes en cuerpos de agua de características variadas. Este grupo, designado en forma genérica como perifiton, incluye a bacterias, protozoos, rotíferos y algas fijas, y los microorganismos libres que nadan, se deslizan o habitan entre éstos. A diferencia del plancton, la utilidad de este conjunto de organismos para evaluar los efectos del ingreso de contaminantes en un cuerpo de agua radica justamente en que crecen adheridos al sustrato, presentando respuestas notorias inmediatamente debajo de las fuentes de contaminación (APHA *et al.*, 1992). A modo de ejemplo, la **Fig. 3.1** muestra el desarrollo de perifiton bacteriano en aguas residuales con alta carga orgánica, correspondientes al sitio EC1 (**Capítulo 1**).



Figura 3.1. Detalle de perifiton bacteriano sobre un sustrato natural en el canal EC1. Probablemente se trata de *Sphaerotilus* sp. y otros “organismos del limo” observados comúnmente en cursos de agua donde se descargan efluentes con alta carga orgánica (APHA *et al.*, 1992).

Entre los organismos del perifiton que pueden resultar útiles como indicadores se destacan las algas, dado que contribuyen significativamente a la producción primaria en ambientes acuáticos continentales y marinos y tienen ciclos de vida cortos, entre otras ventajas. Los cambios ambientales como la disponibilidad de un nutriente en particular pueden verse reflejados rápidamente en la producción y/o la composición de las comunidades algales y simultáneamente la modificación de la estructura o funcionamiento de estas comunidades pueden afectar las redes tróficas a distintos niveles. Entre los indicadores más comúnmente utilizados para caracterizar el estado ecológico de una comunidad de algas se encuentran la abundancia, la biomasa, la clorofila a y la composición de la comunidad a diferentes niveles taxonómicos (McCormick y Cairns, 1997). La biomasa de algas suele incrementarse con el aumento de las concentraciones de nutrientes, que también afecta la abundancia relativa a nivel de clases, observándose en general pérdida de diversidad y dominancia de cianofitas y clorofitas a medida que avanza la fertilización. En ambientes lóticos eutróficos las algas del perifiton pueden llegar a formar coberturas densas sobre el sustrato (McCormick y Cairns, 1997). En el área de estudio, otros autores han estudiado la relación entre la calidad del agua y la estructura de la comunidad perifítica (Giorgi y Malacalza, 2002; Gómez y Licursi, 2001).

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la factibilidad de la remediación de aguas residuales de la industria avícola con la macrófita nativa *Spirodela intermedia* (Lemnaceae) en bioensayos bajo dos tipos de configuraciones: *batch* y con recirculación continua de agua.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar la eventual fitotoxicidad del efluente avícola sobre *S. intermedia* utilizando distintas diluciones del efluente.
- Evaluar la capacidad de remoción de nutrientes del efluente en presencia de *S. intermedia* en distintas configuraciones de ensayos: *batch* y recirculación continua.

- Evaluar la remoción de los nutrientes en función del tiempo por parte de la macrófita, en ensayos bajo condiciones controladas.
- Analizar la influencia de algunas de las variables físicas y químicas del agua sobre características estructurales del perifiton desarrollado sobre sustratos artificiales en los ensayos con *S. intermedia*.

HIPÓTESIS

- Dadas las características del efluente, proveniente de la industria avícola, no existirán efectos tóxicos sobre la macrófita *S. intermedia* utilizadas en la remediación del mismo.
- La utilización de individuos de la especie *S. intermedia* para el tratamiento de agua residual de una industria avícola contribuye a la disminución de las concentraciones y las cargas de nutrientes.
- La remoción de nutrientes es mayor en las primeras horas del ensayo.
- El efluente de la industria avícola utilizado en el bioensayo, afecta la abundancia relativa de las principales clases algales del perifiton y las características estructurales del perifiton.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron tres bioensayos (I, II y III) en los que se utilizó la especie *S. intermedia* para la fitorremediación de agua residual mixta, compuesta principalmente por efluentes de una industria avícola. En todos los casos, el agua fue colectada en el sitio EC1, correspondiendo a la caracterización fisicoquímica realizada en el **Capítulo 1**. Los individuos de la especie *S. intermedia* fueron cultivados en estanques al aire libre en el Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”. Previamente a la realización de cada ensayo las plantas se aclimataron a las condiciones del invernáculo, por una semana. La duración total de los ensayos fue de seis días (144 h) en todos los casos. Las determinaciones fisicoquímicas fueron realizadas según los métodos estandarizados correspondientes (**Tabla 1.2, Capítulo 1**). A continuación se detallan las características de cada bioensayo.

Bioensayo I

Con el objetivo de evaluar el potencial efecto tóxico que podría tener el agua residual sobre los individuos de *S. intermedia*, se realizó un bioensayo estático con efluente puro obtenido en EC1 fecha (E), y diferentes diluciones del efluente en agua destilada: dilución 1:2 (D-1:2), dilución 1:5 (D-1:5) y dilución 1:10 (D-1:10), en todos los casos por triplicado. Como reactores se utilizaron bandejas plásticas de 433 cm² de superficie, conteniendo un litro del efluente o dilución correspondiente, con el agregado de 12,0 g (peso fresco, PF) de individuos de *S. intermedia* en óptimas condiciones fitosanitarias. Para la determinación de peso fresco se procedió a secar el material vegetal con papel absorbente durante 10 minutos y posteriormente se determinó el peso con una balanza analítica. Tres muestras de *S. intermedia* de peso fresco previamente determinado se secaron en estufa a 60 °C hasta alcanzar peso constante y se determinaron los respectivos pesos secos. La biomasa inicial por unidad de superficie, en términos de peso seco (PS), fue de 19,7 g PS /m². El ensayo se realizó en un invernáculo del MACN, bajo condiciones controladas de temperatura e iluminación y el pH en cada reactor se mantuvo en seis unidades, con el agregado de HCl o NaOH según correspondiera. La temperatura del aire fue de 17 ± 4 °C y el fotoperíodo fue de 12:12 (luz:oscuridad). Las pérdidas de agua por evapotranspiración fueron corregidas con el agregado de agua desionizada. Se determinaron N-NH₄⁺; N-NO₂⁻; N-NO₃⁻; NID; PRS y Pt en agua al inicio y final del bioensayo, determinándose los porcentajes de remoción o incremento según correspondiera.

Al finalizar el bioensayo se secó el material vegetal de cada contenedor a 60°C en estufa hasta peso constante y se determinó el peso seco (PS) para el cálculo de la tasa de crecimiento relativo (RGR, siglas en inglés) (Caicedo *et al.*, 2000) según la **Ec.3.1** (Hoffmann y Poorter, 2002):

$$RGR = \frac{\overline{\ln(PS_f)} - \overline{\ln(PS_i)}}{\Delta t}$$

Ecuación 3.1

Donde PS_f y PS_i son los pesos secos final e inicial, en gramos y Δt es la duración del ensayo, en días. Alternativamente, el valor de RGR puede ser calculado a partir de peso fresco (PF) o incluso número de frondes u hojas.

El análisis estadístico consistió en poner a prueba la hipótesis nula donde los porcentajes de remoción (o incremento, según corresponda) de las variables determinadas fueran iguales para todos los niveles del factor dilución ($p < 0,05$). Se utilizó para ello la prueba de Kruskal-Wallis, variante no paramétrica del ANOVA de un factor, dado que en la mayoría de los casos los datos experimentales no se ajustaron a los supuestos requeridos para las pruebas paramétricas (Zar, 1996). Se realizaron comparaciones múltiples entre los tratamientos ($p < 0,05$).

Bioensayo II

Para el desarrollo de este bioensayo estático se utilizaron 30 reactores del mismo tipo que los utilizados en el bioensayo I, distribuyéndose en cada uno igual volumen de agua residual obtenida en EC1 (1 l), colectada en noviembre de 2010. El experimento se realizó en un invernáculo del MACN bajo condiciones controladas de temperatura (23 ± 1 °C), con un fotoperíodo controlado de 16:8 h (luz:oscuridad). La iluminación fue provista por tubos fluorescentes. El bioensayo consistió en dos tratamientos, A (presencia de *S. intermedia*) y B (ausencia de *S. intermedia*, contenedores en oscuridad). Para el tratamiento A se seleccionaron aleatoriamente 15 de los 30 contenedores agregando en cada uno de ellos 20,1 g de individuos de *S. intermedia* (peso fresco), previamente enjuagados con agua desionizada y secados durante 10 minutos sobre papel absorbente. La biomasa utilizada cubrió aproximadamente el 90 % de la superficie. Los 15 contenedores restantes correspondieron al tratamiento B sin el agregado de *S. intermedia* y fueron mantenidos en condiciones de oscuridad para inhibir el crecimiento de fitoplancton y perifiton. A diferentes tiempos de comenzado el ensayo (8, 24, 48, 96 y 144 horas) se removieron 3 contenedores de cada tratamiento y se extrajeron muestras de agua de cada uno de ellos para la determinación subsecuente de nutrientes. Se calcularon las tasas de remoción según la siguiente expresión (Ec. 3.2):

$$\%R = 100 \times \frac{V_i \times C_i - V_f \times C_f}{V_i \times C_i}$$

Ecuación 3.2

donde %R es el porcentaje de remoción de la variable considerada, V_i y C_i son el volumen y la concentración iniciales en cada reactor y V_f y C_f los finales. El producto $V \times C$ corresponde a la masa del analito en cada reactor o carga. Se compararon los valores finales (6 días o 144 h) de %R por medio de una prueba t de Student (Zar, 1996). Las tasas de crecimiento (RGR) se calcularon según la **Ec. 3.1**.

Bioensayo III

Se ubicaron individuos de *S. intermedia* en contenedores plásticos conteniendo una mezcla en partes iguales del agua residual mixta (EC1) y agua del arroyo La Chocha aguas arriba del vertido (sitio C1). Durante tres semanas previas al ensayo, las plantas se aclimataron en esa mezcla, que fue renovada semanalmente y cuya caracterización al momento de la renovación se muestra en la **Tabla 3.1**. Se ubicaron dentro de los contenedores placas acrílicas para el desarrollo de perifiton (Pizarro y Alemanni, 2005).

Tabla 3.1. Caracterización de la mezcla utilizada en la aclimatación de *S. intermedia* antes del Bioensayo III.

Variable	Unidad	Media \pm DS
pH		7,57 \pm 0,27
CE	mS/cm	1,15 \pm 0,04
SST	mg/l	129 \pm 16
N-NH ₄ ⁺	mg/l	18,4 \pm 3,2
N-NO ₂ ⁻	mg/l	0,03 \pm 0,01
N-NO ₃ ⁻	mg/l	0,04 \pm 0,01
NID	mg/l	18,5 \pm 3,2
PRS	mg/l	2,1 \pm 0,6
Pt	mg/l	3,8 \pm 0,5
COT	mg/l	93,2 \pm 11,7
COD	mg/l	40,3 \pm 13,2
COP	mg/l	52,8 \pm 1,5

Tanto la aclimatación como el ensayo se llevaron a cabo en un invernáculo parcialmente cerrado dentro del vivero de especies nativas del Área Natural Protegida Dique Ing.

Roggero (Partido de Moreno, Buenos Aires). Las condiciones de luz correspondieron a las del mes de diciembre en Buenos Aires (10:14) (TWC, 2014). Al culminar el período de aclimatación, se instalaron seis reactores de flujo continuo independientes que fueron llenados con aproximadamente 8,8 l de agua residual sin diluir. Cada reactor consistió en dos recipientes interconectados por tuberías flexibles para la recirculación continua del agua residual a razón de $0,60 \pm 0,05$ ml/s mediante una bomba sumergible (Fig. 3.2). La selección del caudal intentó recrear las bajas velocidades de corriente características de los arroyos de la llanura pampeana (Feijoó y Lombardo, 2007) y de humedales construidos para tratamiento de efluentes.

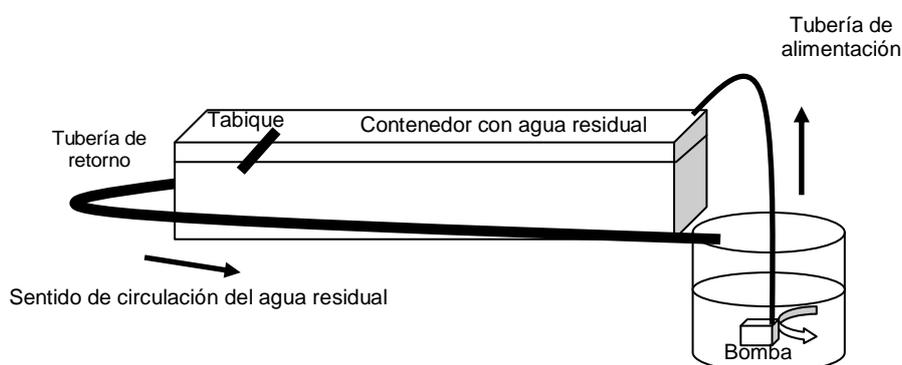


Figura 3.2. Esquema del sistema de recirculación del agua residual.

Se distribuyeron individuos de *S. intermedia* en tres de los reactores, seleccionados aleatoriamente, hasta cubrir aproximadamente 50-60 % de superficie libre (tratamiento Ar). El peso seco (PS) inicial fue estimado a partir del porcentaje de cobertura y tuvo un valor medio de 1,04 g PS. Parte de la superficie del líquido permaneció sin macrófitas, separada por un tabique superficial (Fig. 3.2) para evitar que éstas ingresen al circuito de recirculación. Separadas por el tabique se colocaron las placas acrílicas con el perifiton previamente desarrollado durante el período de aclimatación. Los reactores restantes permanecieron únicamente con efluente y se los mantuvo parcialmente en oscuridad cubriéndolos con una tela plástica para inhibir el crecimiento de algas (tratamiento Br).

Durante el ensayo se midieron pH; conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD) en cada contenedor. También se registraron dos veces al día la temperatura (T) del aire, promediándose ambos resultados. Además, se tomaron muestras de agua en el inicio y final del ensayo (seis días) y se determinaron las concentraciones de sólidos

suspendidos totales (SST); amonio; nitritos; nitratos; nitrógeno inorgánico disuelto (NID) (suma de amonio, nitritos y nitratos); fósforo reactivo soluble (PRS); fósforo total (Pt); carbono orgánico total (COT), disuelto (COD) y particulado (COP). Para la realización de las determinaciones fisicoquímicas correspondientes a la etapa de aclimatación y al ensayo, se siguieron métodos normalizados (**Tabla 1.1, Capítulo 1**). Al finalizar el ensayo, se cosechó la biomasa de plantas y se secó a 60 °C en estufa hasta peso constante, posteriormente se determinó peso seco (PS). El crecimiento de la biomasa fue cuantificado mediante el cálculo de la RGR, según la **Ec. 3.1** y utilizando para ello los valores de PS.

Además, al inicio y final del ensayo se determinaron peso seco (PS), cenizas (C), peso seco libre de cenizas (PSLC) y clorofila a (CloA) del perifiton crecido sobre las placas acrílicas, calculando además los índices de Lakatos y Autotrófico (IA), según la metodología expuesta por [Pizarro y Alemanni \(2005\)](#). Los índices de Lakatos tienen en cuenta: a) el tipo de masa sobre la base del peso seco (índice Lm): elevada (> 4 mg/cm²), media (2-4 mg/cm²) y baja (< 2 mg/cm²); b) según el % de cenizas (índice Lc): I: inorgánico (> 75 %), II: inorgánico-orgánico (50-75 %), III: orgánico-inorgánico (25-50 %), IV: orgánico (< 25 %); c) según el tipo de biomasa según la concentración de clorofila a (LCloA): I: autotrófico (> 0,60 %), II: auto-heterotrófico (0,25-0,60 %), III: hetero-autotrófico (0,10-0,25 %), IV: heterotrófico (< 0,10 %) ([Lakatos, 1989](#)). También se estimó la abundancia de algas perifíticas a nivel de clase.

Se examinó la existencia de diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre los valores de concentraciones finales de las variables determinadas en ambos tratamientos mediante una prueba *t* de Student. Las variables no normales y/o heterocedásticas fueron transformadas previamente ([Zar, 1996](#)).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Bioensayo I

La **Tabla 3.2** muestra las concentraciones de las variables determinadas, al inicio y final del bioensayo. Se observaron reducciones de las concentraciones de N-NH_4^+ para el efluente puro (E) y las diluciones D-1:2, D-1:5 y D-1:10; siendo la principal especie nitrogenada determinada. En el caso de los N-NO_2^- no se observaron modificaciones importantes en E, aunque sí reducciones elevadas para todas las diluciones. Se observó un incremento de N-NO_3^- en E y D-1:2 y reducciones en las diluciones D-1:5 y D1:10. En E se observó una reducción del 50 % en la concentración de NID mientras que en las diluciones se observaron reducciones superiores al 90 % (**Tabla 3.3**). Tanto en el fósforo reactivo soluble como en el fósforo total se observaron reducciones en todos los tratamientos, alcanzando remociones máximas del 91,0 % y 57,4 % respectivamente, en D-1:5.

Tabla 3.2. Bioensayo I: concentraciones de N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^- , NID, PRS y Pt en el efluente puro (E) y distintas diluciones del mismo.

Variable	Tratamiento							
	E		D-1:2		D-1:5		D-1:10	
	i	f	i	f	i	f	i	f
N-NH_4^+	13,59	$6,57 \pm 0,61$	6,79	$0,47 \pm 0,08$	2,72	$0,01 \pm 0,01$	1,36	$0,00 \pm 0,00$
N-NO_2^-	0,01	$0,01 \pm 0,00$	0,01	$0,00 \pm 0,00$	0,01	$0,00 \pm 0,00$	0,01	$0,00 \pm 0,00$
N-NO_3^-	0,07	$0,13 \pm 0,01$	0,09	$0,09 \pm 0,02$	0,10	$0,03 \pm 0,00$	0,10	$0,02 \pm 0,00$
NID	13,67	$6,72 \pm 0,63$	6,89	$0,56 \pm 0,08$	2,82	$0,04 \pm 0,01$	1,47	$0,02 \pm 0,00$
PRS	2,54	$1,63 \pm 0,07$	1,27	$0,52 \pm 0,12$	0,51	$0,05 \pm 0,02$	0,25	$0,03 \pm 0,01$
Pt	4,97	$2,99 \pm 0,08$	2,49	$1,26 \pm 0,17$	1,00	$0,42 \pm 0,03$	0,50	$0,33 \pm 0,03$

Todos los valores en mg/l.

La prueba de Kruskal-Wallis determinó la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) en los porcentajes de remoción de todas las variables analizadas, con excepción de nitritos, entre las distintas diluciones. En el caso de N-NH_4^+ solamente existieron diferencias significativas entre los porcentajes de remoción en los tratamientos E y D-1:10 (**Tabla 3.3**). Se observó que tanto en el caso del NID como en el PRS se hallaron diferencias significativas únicamente entre E y D-1:5. Los porcentajes de remoción de Pt fueron significativamente diferentes entre D-1:5 y D-1:10 (**Tabla 3.3**).

Tabla 3.3. Bioensayo I: porcentajes de remoción (signo -) o incremento (signo +) de N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, NID, PRS y Pt.

Variable	Tratamiento			
	E	D-1:2	D-1:5	D-1:10
N-NH ₄ ⁺	-51,6 ± 4,5 a	-93,1 ± 1,2 ab	-99,6 ± 0,2 ab	-99,8 ± 0,2 b
N-NO ₂ ⁻	-0,0 ± 22,0 a	-83,3 ± 7,2 a	-94,4 ± 9,6 a	-94,4 ± 9,6 a
N-NO ₃ ⁻	+84,3 ± 15,5 a	+4,1 ± 16,7 ab	-74,3 ± 3,8 ab	-78,8 ± 1,7 b
NID	-50,9 ± 4,6 a	-91,8 ± 1,2 ab	-98,7 ± 0,2 b	-98,3 ± 0,1 ab
PRS	-35,6 ± 2,6 a	-58,9 ± 9,5 ab	-91,0 ± 4,0 b	-89,5 ± 3,7 ab
Pt	-40,0 ± 1,6 ab	-49,2 ± 6,6 ab	-57,4 ± 3,5 a	-33,0 ± 6,4 b

Las letras **a** y **b** indican la pertenencia a grupos homogéneos entre tratamientos ($p < 0,05$), por variable (filas).

La productividad de biomasa fue aproximadamente la misma en todos los reactores, siendo las RGR calculadas 0,008; 0,007; 0,011 y 0,012 g/g d para E, D-1:2, D-1:5, D-1:10 respectivamente, observándose crecimientos levemente inferiores en el efluente puro y en la dilución más concentrada (D-1:2).

Dado que la cantidad de biomasa inicial fue la misma en todas las diluciones y asumiendo que la demanda de nutrientes fue homogénea entre tratamientos, los mayores porcentajes de remoción de NID, PRS y Pt deberían obtenerse a concentraciones bajas de estos nutrientes y por otra parte a mayores concentraciones podría ocurrir inhibición en la absorción de nutrientes. Este efecto fue observado en el ensayo, ya que las mayores tasas de remoción correspondieron a una dilución relativamente alta del agua residual (D-1:5). En general las remociones de nutrientes fueron menores para el efluente puro (E).

Las macrófitas transportan aproximadamente el 90 % del oxígeno a la rizósfera (Srivastava *et al.*, 2008), esto estimula el desarrollo de bacterias nitrificantes establecidas en la rizósfera que dan lugar al aumento de nitratos observado en los tratamientos con el efluente puro y con la menor dilución. Cuando los niveles de amonio decrecen producto de la absorción por las plantas y por la nitrificación de las bacterias, las plantas comienzan a incorporar nitratos como fuente de nitrógeno, esto explicaría la disminución de nitratos en los tratamientos con mayores diluciones. La

volatilización de amonio ocurre en medios alcalinos (pH = 7,9-9,6) (Sooknah y Wilkie, 2004), por lo tanto se podría esperar una leve pérdida de amonio por este proceso. Resulta de particular importancia la remoción de fósforo, dado su rol preponderante en los procesos de eutroficación (Varjo *et al.*, 2003) y los resultados obtenidos son similares a sistemas de tratamiento citados por Vermaat y Hanif (1998) con porcentajes de remoción de Pt de 56 ± 13 %. La remoción de Pt se debe en parte a la absorción de la fracción soluble, a la sedimentación y a la filtración a través de las raíces. El porcentaje máximo de remoción de Pt (57,4 %) resultó algo inferior a los que podrían obtenerse con *Lemna gibba* L. (77 %, Vermaat y Hanif, 1998) empleada en ensayos con efluentes domésticos, en reactores similares pero con un tiempo de retención mayor (12 días) condición en la cual se ve favorecida principalmente la sedimentación. La mayor remoción de PRS registrada en los tratamientos con mayores diluciones estaría asociada a la mayor RGR obtenida en estos tratamientos.

Dado que la dilución del efluente parece incrementar el porcentaje de remoción, el diseño de humedales para tratamiento debería considerar un volumen de efluente a tratar mayor que el generado durante el tiempo de retención hidráulica seleccionado, a fin de mezclar el efluente sin tratamiento con el ya tratado y retener parte de los microorganismos involucrados en la depuración de las aguas residuales.

Las plantas sobrevivieron y no mostraron signos de toxicidad, aún en el tratamiento con efluente sin diluir, sin embargo las tasas de crecimiento calculadas resultaron muy bajas en comparación con la bibliografía hallada para otras especies de la familia Lemnaceae, incluso los valores más altos hallados en este estudio (0,012) son inferiores a los presentados por Caicedo *et al.* (2000) (aproximadamente 0,10) para *S. polyrrhiza*. Por otra parte, Cheng *et al.* (2002) hallaron que el crecimiento de *Lemna minor* L. en un efluente de tratamiento de estiércol de cerdo estuvo caracterizado por una fase inicial de aproximadamente 100 h de duración en la cual la biomasa vegetal permaneció aproximadamente constante. El cambio en la fuente de N de amonio a nitratos (Cheng *et al.*, 2002) al incrementarse la nitrificación, junto con una aclimatación subóptima al efluente podrían explicar las bajas tasas de crecimiento medidas. También, Olgún *et al.* (2007) hallaron una fase de inhibición de crecimiento de nueve días de duración para *S. polyrrhiza* creciendo en un medio complejo con alta carga orgánica, alcanzando luego una RGR de 0,04.

El pH es un factor importante que regula el equilibrio $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$, destacándose que ambas formas nitrogenadas tienen potencial fitotóxico. [Caicedo et al. \(2000\)](#) hallaron una inhibición del crecimiento en *S. polyrrhiza* asociado a incrementos del pH y del contenido de amonio total inicial ($[\text{NH}_3]+[\text{NH}_4^+]$). Según los autores, para el uso de la especie estudiada en humedales construidos, los efluentes deberían presentar una concentración de amonio total inferior a 50 mg/l y pH menor a 8, a fin de lograr bajas inhibiciones de crecimiento, con una concentración óptima inferior a 20 mg/l. [Canales-Gutiérrez \(2010\)](#) encontró que la temperatura del agua y la producción de biomasa de *L. gibba* en condiciones naturales están positivamente correlacionadas, lo cual resultaría importante a tenerse en cuenta en el tratamiento de efluentes en distintas regiones climáticas y distintas estaciones dentro de una misma región.

Bioensayo II

Durante el ensayo se observó evaporación de agua en todos los contenedores, siendo mayor en aquellos que contenían *S. intermedia* (tratamiento A), por efecto de la evapotranspiración. Las frondes tuvieron un color verde uniforme en todos los contenedores, no revelando fitotoxicidad, en concordancia con los resultados del bioensayo I. El pH se incrementó a lo largo del tiempo, siendo 7,63 en el inicio y $8,30 \pm 0,02$ y $8,60 \pm 0,02$ al final (144 h = 6 días) en los tratamientos A y B, respectivamente. El incremento del pH favoreció la volatilización de amoníaco, especialmente en el tratamiento sin plantas (tratamiento B). Los valores medios de CE a lo largo del tiempo estuvieron en el rango de 1,21-1,41 mS/cm en el tratamiento A y 1,22-1,37 mS/cm en el tratamiento B (Basílico *et al.*, 2013).

La **figura 3.3** muestra la variación a lo largo del tiempo de las concentraciones de las distintas variables determinadas. Los porcentajes o tasas de remoción de N-NH_4^+ y NID fueron elevadas al comienzo del ensayo. Se utilizó una cinética de primer orden para ajustar los valores de N-NH_4^+ a una curva exponencial en ambos tratamientos. La **Tabla 3.4** muestra las tasas de remoción para algunos nutrientes. Las concentraciones finales medias de N-NH_4^+ , NID, Pt, COT, COD y COP fueron inferiores a las iniciales, en ambos tratamientos. Los porcentajes de remoción (%R) de amonio y Pt fueron significativamente superiores ($p < 0,05$) en el tratamiento con plantas, mientras que no se encontraron diferencias significativas entre los %R para NID, COT, COD ni COP (Basílico *et al.*, 2013).

Los porcentajes o tasas de remoción de N-NH_4^+ y NID fueron superiores en el tratamiento A debido a la absorción de N por las plantas. Las concentraciones de NID en el tratamiento A descendieron hasta las 96 h (4° día), cuando se observó la menor concentración. En este tratamiento la concentración de amonio fue disminuyendo progresivamente, observándose un incremento de las concentraciones de N-NO_2^- y N-NO_3^- a partir del 4° día (**Fig. 3.3**) debido a la nitrificación, favorecida por la presencia de *S. intermedia* (Basílico *et al.*, 2013). Reddy *et al.* (1990) observaron un incremento en el nivel de oxígeno disuelto después del cultivo de plantas acuáticas en agua residual de origen doméstico, debido al intercambio de este gas desde los tejidos de la parte aérea hacia las raíces. En el tratamiento A, la oxigenación en torno a la

rizósfera, junto con la presencia de bacterias nitrificantes creciendo en el perifiton habrían favorecido la nitrificación del agua residual mixta. Por otra parte, la volatilización de amoníaco tuvo menor incidencia en el decrecimiento de la concentración de N-NH_4^+ en el tratamiento A. [El-Shafai et al. \(2007\)](#) no encontraron volatilización de amoníaco en estanques vegetados con lentejas de agua en condiciones similares. En el ensayo, la presencia de *S. intermedia* favoreció el ciclado de N y redujo la volatilización de amoníaco. En contraste, en el tratamiento B las concentraciones de N-NO_2^- y N-NO_3^- resultaron siempre bajas, y la volatilización de amoníaco parece ser el factor principal en la reducción de N-NH_4^+ , dado que el pH resultó superior al determinado en el tratamiento A ([Basílico et al., 2013](#)). La eficiencia de remoción de N-NH_4^+ y COD fue similar a *L. gibba* ([El-Shafai et al., 2007](#)). Además, *S. intermedia* fue más eficiente en la remoción de amonio ($98,1 \pm 0,8 \%$) que la reportada por [Sooknah y Wilkie \(2004\)](#) para *Eichhornia crassipes* ($99,6 \%$), dado que si bien los valores fueron similares el ensayo con *E. crassipes* tuvo una duración mucho mayor (31 d).

La concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) disminuyó hasta las primeras 8 horas para luego incrementarse, alcanzando valores finales superiores a los iniciales en ambos tratamientos (**Fig. 3.3**) debido al rápido *turnover* del P. Las concentraciones mínimas de Pt fueron alcanzadas a las 24 h y 48 h en los tratamientos A y B, respectivamente (**Fig. 3.3**) para luego incrementarse, al igual que la variable PRS.

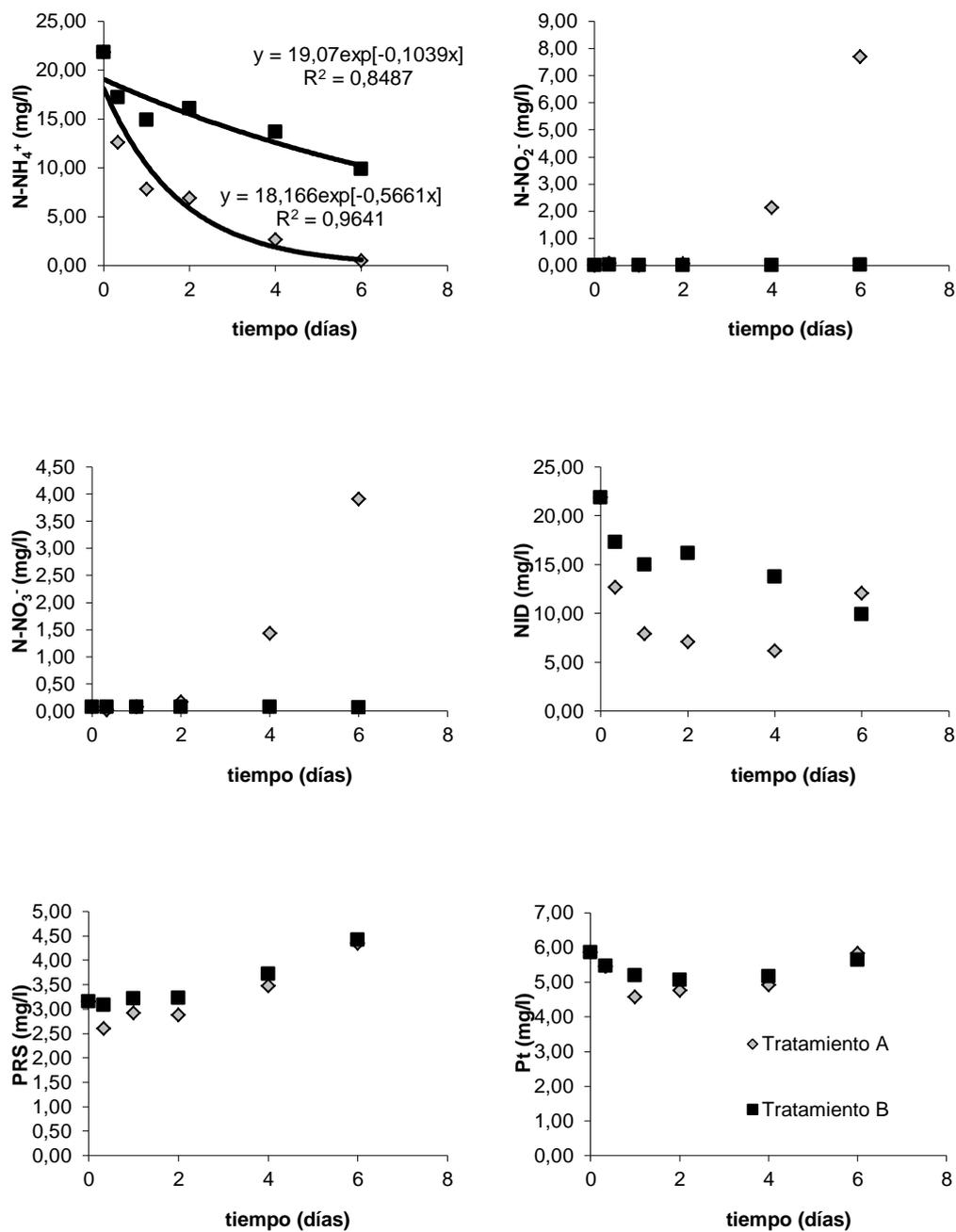


Figura 3.3. Bioensayo II: concentraciones de N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, NID y Pt a lo largo del tiempo en los tratamientos en presencia de *S. intermedia* (tratamiento A) y en ausencia de esta especie, en oscuridad (tratamiento B).

La disminución inicial de P estuvo probablemente relacionada con fenómenos de precipitación, rizofiltración y absorción por plantas. El incremento de PRS y Pt en el final del ensayo indica el efecto de la concentración por evaporación y la descomposición de la materia orgánica particulada presente en el agua residual (ambos tratamientos) y los detritos de origen vegetal (tratamiento A).

Tabla 3.4. Bioensayo II: porcentajes de remoción (%R) de N-NH₄⁺, NID, Pt, COT, COD y COP en los tratamientos A y B.

Variable	Tratamiento	%R	p-valor
N-NH ₄ ⁺	A	98,1 ± 0,8	0,002*
	B	57,4 ± 11,4	
NID	A	53,0 ± 11,9	0,344
	B	57,2 ± 11,4	
Pt	A	15,4 ± 2,3	0,016*
	B	9,7 ± 2,7	
COT	A	67,9 ± 11,6	0,222
	B	60,5 ± 9,9	
COD	A	68,5 ± 12,7	0,085
	B	50,0 ± 14,2	
COP	A	67,5 ± 11,7	0,208
	B	55,7 ± 17,2	

El asterisco (*) indica diferencias significativas en %R entre ambos tratamientos ($p < 0,05$; prueba “t” de Student a una cola).

Las bajas concentraciones de nitratos en el tratamiento B podrían ser indicadoras de una disminución en el potencial redox del sistema. Un potencial redox suficientemente bajo favorece la liberación del P ligado a partículas de arcillas, que son componentes principales de los suelos y sedimentos de la región (Giorgi *et al.*, 2005) y por lo tanto serían componentes de la fracción inorgánica del material particulado del agua residual. Kozerski *et al.* (1999) también encontraron que el fósforo se liberó a tasas elevadas cuando las concentraciones de nitratos eran bajas.

De acuerdo con [Gross et al. \(1998\)](#), el factor más importante que controla la dinámica de P en estanques es la adsorción en el suelo y los sedimentos. En el bioensayo, el agua residual fue utilizada sin filtración previa y los sólidos suspendidos presentes en la muestra pudieron incidir en esta dinámica. La resuspensión de los sedimentos es un factor importante, especialmente en reactores poco profundos. La liberación de P a pH elevado como los registrados en ambos tratamientos al finalizar el ensayo ha sido asociada a eventos de resuspensión por [Søndegaard \(2007\)](#).

La concentración de carbono orgánico disminuyó en ambos tratamientos, resultando inferior en el tratamiento A en el final del ensayo (**Fig. 3.4**). La fracción particulada resultó ligeramente mayor que la disuelta y su disminución hacia el final del ensayo estuvo asociada probablemente a procesos de coagulación y sedimentación ([Wetzel, 1981](#)) y la rizofiltración, en el caso del tratamiento con plantas ([Sooknah y Wilkie, 2004](#)). La principal causa de la disminución de COD en ambos tratamientos estuvo posiblemente relacionada con la degradación por parte de microorganismos sapróbicos presentes en el agua residual. El abatimiento de la concentración de COD en el tratamiento A resultó superior debido a que existe una mayor cantidad de microorganismos sapróbicos que encontrarían un ambiente apropiado en las raíces y envases de los frondes de las plantas ([Sooknah y Wilkie, 2004](#)).

La **Tabla 3.5** muestra los cambios en la biomasa de *S. intermedia* (peso fresco, PF y seco, PS), incremento diario de peso, productividad y valores de RGR. El crecimiento de la biomasa de *S. intermedia* en términos de la RGR fue inferior al reportado para otras especies de la familia Lemnaceae cultivadas en distintas aguas residuales ([Landesman et al., 2005](#); [Vermaat y Hanif, 1998](#)). Este efecto pudo estar asociado a condiciones de aclimatación subóptimas. [Cheng et al. \(2002\)](#) reportan para *L. minor* un período de crecimiento prácticamente nulo de 100 h de duración (*lag phase*), seguido de una fase de crecimiento exponencial. Por otra parte, el crecimiento de *S. intermedia* pudo estar limitado únicamente a los primeros días, dado que las lentejas de agua absorben amonio como fuente principal de N ([Caicedo et al., 2000](#)) y la concentración de este nutriente alcanzó valores bajos hacia el 4° día, convirtiéndose en limitante ([Basílico et al., 2013](#)).

Sooknah y Wilkie (2004) registraron una productividad de $1 \text{ g/m}^2 \text{ d}$ para la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*) cultivada en un efluente agroganadero, valor comparable al obtenido para *S. intermedia* en este ensayo (Tabla 3.5). Si bien las plantas no mostraron signos de toxicidad respecto a su aspecto general, podrían encontrarse compuestos fitotóxicos en el efluente ensayado que produzcan el crecimiento subóptimo hallado.

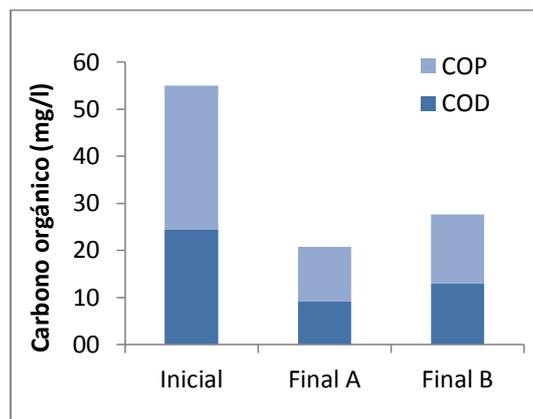


Figura 3.4. Bioensayo II: variación de la concentración de las fracciones disueltas (COD) y particuladas (COP) de carbono orgánico. La suma de ambas representa el valor de carbono orgánico total (COT).

Tabla 3.5. Bioensayo II: variación de la biomasa de *S. intermedia* a lo largo del ensayo, en términos de peso fresco (PF) y seco (PS).

Variable	Biomasa			Productividad ($\text{g/m}^2 \text{ d}$)	RGR (g/g d)
	Biomasa inicial (g/m^2)	Biomasa final (g/m^2)	Incremento de peso (g/m^2)		
Peso fresco (PF)	464 ± 0	514 ± 6	50 ± 6	8 ± 1	0,017
Peso seco (PS)	$35,6 \pm 0,4$	$37,9 \pm 0,7$	$2,2 \pm 0,7$	$0,4 \pm 0,1$	0,010

Bioensayo III

A lo largo del ensayo, las temperaturas medias diarias fueron 28 ± 7 °C (aire) y 24 ± 4 °C (agua). El pH fue, en general, menor y más variable en los reactores correspondientes al tratamiento con plantas (tratamiento Ar). En este tratamiento el máximo valor medio de pH (8,26) se observó en el 4º día, mientras que en el tratamiento sin plantas (tratamiento Br) la tendencia al aumento se mantuvo constante durante todo el ensayo obteniéndose un máximo valor medio de 8,55 en el 6º día (**Fig. 3.5**).

Por realizarse el ensayo durante el verano las temperaturas medias resultaron elevadas, este es un factor importante en la producción de biomasa y la remoción de nutrientes del agua residual. A una temperatura de 27 °C el área colonizada por *Lemna* spp. se duplica cada cuatro días, según [Curt Fernández de la Mora \(2005\)](#). El aumento progresivo del pH en ambos tratamientos durante los primeros días, se relaciona fundamentalmente con la importante actividad fotosintética típica de la estación del año, que evidentemente no fue totalmente inhibida en el tratamiento Br. La variación diferencial del pH a partir del cuarto día de ensayo puede explicarse considerando la mayor actividad microbiana y por lo tanto mayor importancia de la respiración sobre la actividad fotosintética en el tratamiento con *S. intermedia* que resulta en una caída sostenida del pH hasta el final del ensayo. [Vermaat y Hanif \(1998\)](#) también encontraron que el pH disminuyó rápidamente hasta un valor inferior a 4,5 en el segundo día de un ensayo con macrófitas acuáticas creciendo en agua residual artificial.

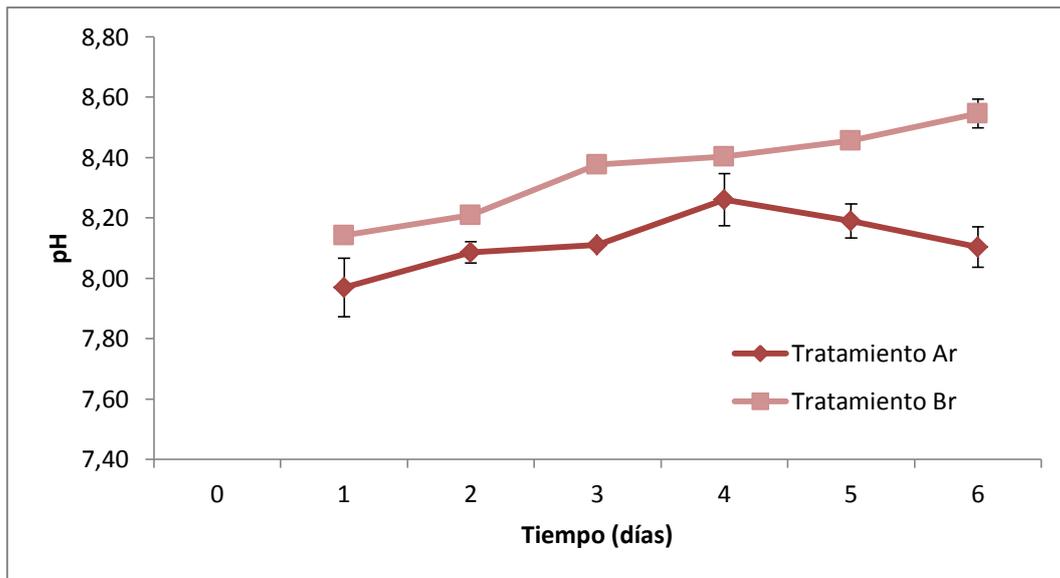


Figura 3.5. Bioensayo III: valores de pH del agua residual, en el tratamiento con *S. intermedia* (tratamiento Ar) y sin plantas en oscuridad (tratamiento Br).

Los valores de CE descendieron en las primeras 24 horas en ambos tratamientos, para luego incrementarse hasta el 3° y 5° día en Ar y Br respectivamente. Posteriormente se observaron descensos que fueron mayores en el tratamiento Ar (**Fig. 3.6**). Los valores de CE medios finales (6° día) fueron 1450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (tratamiento Ar) y 1530 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (tratamiento Br) observándose además que resultaron superiores a los iniciales en el tratamiento Br e inferiores en el tratamiento Ar (**Fig. 3.6**). El descenso inicial de la conductividad eléctrica en ambos tratamientos en las primeras 24 horas se relaciona probablemente con la adsorción de iones a material en suspensión y sedimentado, a las paredes del recipiente y absorción por el perifiton. Luego, la liberación de esos iones desde el sedimento y la evaporación incrementaron las concentraciones de iones en ambos tratamientos, pero este efecto fue compensado por la remoción de nutrientes efectuada por los organismos a partir del tercer y quinto día para los tratamientos con y sin plantas respectivamente. La disminución de la conductividad eléctrica es más notoria en el tratamiento Ar por la presencia de *S. intermedia* y perifiton adherido a raicillas y frondes.

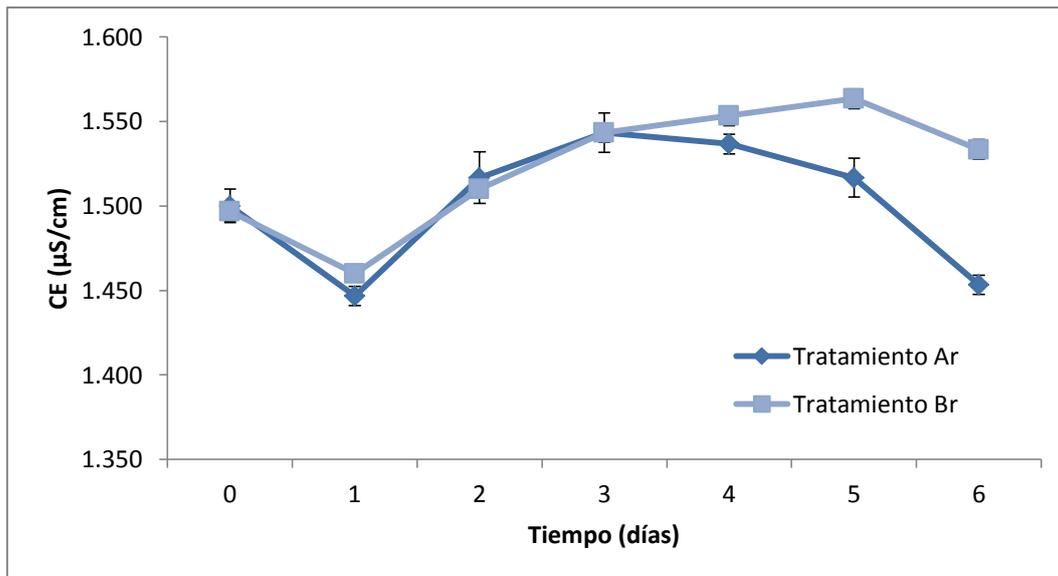


Figura 3.6. Bioensayo III: valores de CE del agua residual, en el tratamiento con *S. intermedia* (tratamiento Ar) y sin plantas en oscuridad (tratamiento Br).

Durante el inicio del ensayo la concentración de oxígeno disuelto permaneció prácticamente constante, con valores cercanos a 0,0 mg/l hasta el 3° día, en ambos tratamientos. Luego se observaron incrementos medios superiores en el caso del tratamiento con plantas (**Fig. 3.6**). El valor de OD superó los 4 mg/l en ambos tratamientos hacia el final del ensayo (antes en el tratamiento Ar), mientras que la mayor variabilidad se observó en el tratamiento sin plantas, a excepción del 4° día (**Fig. 3.7**). Los elevados niveles de materia orgánica del efluente favorecen el desarrollo de microorganismos heterótrofos. Teniendo en cuenta la actividad de estos microorganismos, los niveles de oxígeno disuelto resultaron cercanos a cero en los primeros tres días del ensayo en ambos tratamiento. Posteriormente, el balance resultó positivo, alcanzando valores de OD superiores a 4 mg/l, en relación a la constante recirculación del agua y a la disminución de la carga de materia orgánica biodegradable.

Las bajas velocidades de corriente características de los cursos de agua superficiales de la llanura pampeana (Rodriguez Capítulo *et al.*, 2010) implican tiempos de retención elevados que inciden sobre la dinámica de nitrógeno y fósforo de manera diferencial. Estas bajas velocidades se tuvieron en cuenta en el diseño de las velocidades de recirculación del agua en el ensayo. La oxigenación del agua residual en ambos tratamientos respondió principalmente a la difusión de oxígeno desde el aire, facilitada

por la recirculación del líquido entre ambos recipientes de cada reactor (**Fig. 3.2**). Adicionalmente, en el tratamiento con macrófitas tuvo lugar la incorporación de oxígeno desde las frondes, lo cual permitió el incremento notorio de oxígeno disuelto a partir del tercer día del comienzo el ensayo. El límite mínimo de oxígeno disuelto sugerido para la conservación de la vida acuática de 4 mg/l, fue alcanzado en ambos tratamientos en el final del ensayo.

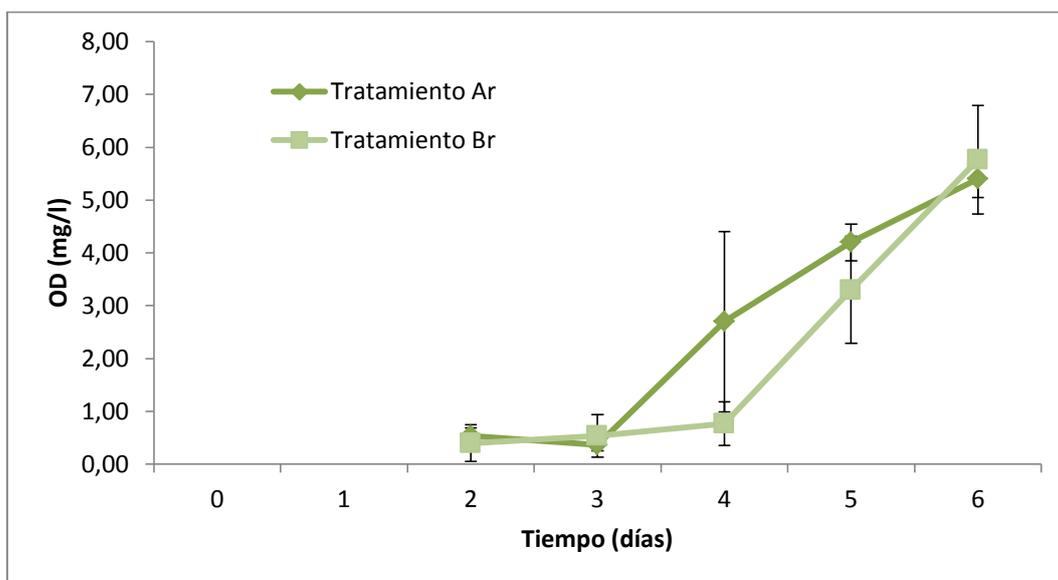


Figura 3.7. Bioensayo III: valores de OD en el agua residual, en el tratamiento con *S. intermedia* (tratamiento Ar) y sin plantas en oscuridad (tratamiento Br).

El efecto de la evaporación debe tenerse en cuenta en aplicaciones a escala real de las técnicas de fitorremediación de aguas residuales, dado que los reactores utilizados son poco profundos y por ende la relación superficie libre/volumen es elevada. Por lo tanto el análisis del rendimiento del tratamiento debe llevarse a cabo considerando no sólo las concentraciones sino también la masa o carga de sólidos y nutrientes. El análisis de las cargas revela que existió una remoción efectiva de SST, $N-NH_4^+$, NID, Pt, COT, COD y COP en ambos tratamientos, siendo el valor final inferior al inicial (**Tabla 3.6**). Por el contrario, se observaron incrementos en $N-NO_2^-$ (tratamiento Ar), $N-NO_3^-$ (ambos tratamientos) y en la fracción soluble de P (PRS, tratamiento Br). El porcentaje de remoción más elevado fue $84,0 \pm 3,4 \%$ y se observó para la variable $N-NH_4^+$ en el tratamiento Ar (**Tabla 3.6**).

Tabla 3.6. Valores iniciales y finales de las cargas de SST y nutrientes en los tratamientos Ar (con individuos de *S. intermedia*) y Br (sin la especie) correspondientes al Bioensayo III, con detalle de los *p*-valores y porcentajes de remoción (%R) por variable.

Variable	Tratamiento	Valor inicial (mg)	Valor final (mg)	<i>p</i> -valor	%R
SST	Ar	1096	332 ± 43	0,004**	69,7 ± 3,9
	Br		549 ± 45		49,9 ± 4,2
N-NH ₄ ⁺	Ar	295,38	47,22 ± 10,13	0,000**	84,0 ± 3,4
	Br		199,76 ± 4,92		32,4 ± 1,7
N-NO ₂ ^{-†}	Ar	0,40	74,85 ± 15,81	0,015*	+
	Br		0,20 ± 0,13		50,3 ± 33,7
N-NO ₃ ⁻	Ar	0,13	58,02 ± 11,24	0,001**	+
	Br		0,91 ± 0,91		+
NID	Ar	295,94	180,09 ± 17,56	0,124	39,1 ± 5,9
	Br		200,87 ± 5,93		32,1 ± 2,0
PRS	Ar	35,14	32,38 ± 1,63	0,013*	7,9 ± 4,6
	Br		40,68 ± 2,91		+
Pt	Ar	54,07	33,45 ± 0,97	0,000**	38,1 ± 1,8
	Br		44,43 ± 0,39		17,8 ± 0,7
COT	Ar	894,1	301,3 ± 26,7	0,770	66,3 ± 3,0
	Br		310,2 ± 40,8		65,3 ± 4,6
COD	Ar	391,4	143,2 ± 7,5	0,417	63,4 ± 1,9
	Br		150,6 ± 12,0		61,5 ± 3,1
COP‡	Ar	502,7	158,1 ± 24,7	0,513	68,5 ± 4,9
	Br		159,6 ± 50,0		68,3 ± 10,0

El asterisco (*) indica diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) o altamente significativas (**) ($p < 0,01$) entre las cargas finales de ambos tratamientos según la prueba *t* de Student. El signo + indica que existió un incremento de la carga con respecto al valor inicial. †No se asumieron varianzas iguales para el cálculo del *p*-valor. ‡La variable resultó no normalizable, el *p*-valor corresponde a la prueba U de Mann-Whitney.

El análisis estadístico reveló la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las cargas finales de ambos tratamientos SST, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, PRS y Pt (Tabla 3.6).

La remoción media de SST fue superior en el tratamiento Ar, resultando 69,7 ± 3,9 % (Tabla 3.6). La concentración media de SST al inicio del ensayo fue 125 mg/l, mientras que las concentraciones finales en los tratamientos Ar y Br fueron 45 mg/l y 72 mg/l (Fig. 3.8). Entre los principales procesos que intervienen en la remoción de sólidos suspendidos en sistemas de fitorremediación, se destacan la sedimentación y la biofiltración a través de raíces y otros órganos vegetales. Cabe destacarse que la

sedimentación de sólidos tuvo lugar a pesar de la recirculación del agua en ambos tratamientos. Por otro lado, la retención del material particulado en suspensión en los distintos órganos vegetales podría explicar la mayor remoción de SST en el tratamiento con plantas. Cabe destacarse que la remoción de sólidos en suspensión en el tratamiento de efluentes es de gran importancia porque muchos tóxicos se encuentran asociados a los mismos.

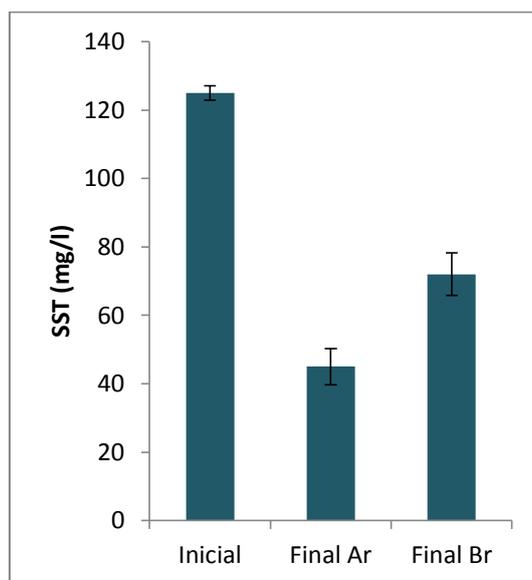


Figura 3.8. Bioensayo III: concentraciones iniciales y finales de SST en el agua residual, en el tratamiento con *S. intermedia* (tratamiento Ar) y sin plantas en oscuridad (tratamiento Br).

La principal forma nitrogenada al inicio del ensayo fue amonio, con valores de nitritos y nitratos muy bajos; estas concentraciones se mantuvieron aproximadamente constantes a lo largo del tiempo en el tratamiento Br (**Fig. 3.9**). En el tratamiento Ar, la dinámica de estos nutrientes fue diferente, observándose una remoción de amonio de $84,0 \pm 3,4$ % (**Tabla 3.6**) e incrementos importantes en las concentraciones de nitritos y nitratos con respecto a las concentraciones iniciales (**Fig. 3.9**).

Los elevados niveles de amonio medidos en el efluente podrían resultar tóxicos para poblaciones de peces sensibles que vivan en el cuerpo de agua receptor del efluente y además inhibir el crecimiento de algas (Guillen-Jiménez *et al.*, 2000). El amonio proviene fundamentalmente de la degradación bacteriana de los compuestos nitrogenados orgánicos contenidos en los residuos vertidos. Según los autores citados, la

máxima amonificación en efluentes de industria láctea ocurre a un pH de 8,5, por lo tanto cabría esperarse aún un mayor nivel de amoníaco en condiciones de pH iniciales superiores a los medidos en el ensayo. La menor eficiencia en la remoción de NID en ambos tratamientos respecto a los bioensayos I y II (**Tabla 3.6**) responde a la mayor mineralización del nitrógeno orgánico particulado contenido en la matriz del efluente. En relación a la dinámica de los compuestos nitrogenados determinados cabe destacar que el proceso de nitrificación, con la consecuente remoción de amonio e incrementos de las concentraciones de nitritos y nitratos, se observó fundamentalmente en el tratamiento Ar. [Finnegan et al. \(2009\)](#) observaron también una conversión rápida de amonio a nitritos y nitratos en un sistema de flujo continuo. Sin embargo, considerando que para la completa oxidación de 1 mg de amonio se requieren 4,6 mg/l de oxígeno ([USEPA, 1993](#)), los niveles de nitratos medidos podrían provenir de la nitrificación en ocurrida fundamentalmente en la rizósfera, donde los niveles de oxígeno serían bastante más elevados que los medidos en el agua, producto de la fotosíntesis de las algas que integran el perifiton y del aporte desde las frondes. Si bien el tratamiento con *S. intermedia* logra reducir marcadamente la concentración de amonio, el efluente nitrificado tuvo una concentración de nitritos que podría resultar tóxica para la biota acuática.

La temperatura es otro parámetro a tener en cuenta en la nitrificación. La máxima nitrificación se alcanza entre los 20-30 °C ([Yi et al., 2009](#)), por lo tanto las condiciones del ensayo favorecerían este proceso, teniendo en cuenta los niveles promedio de temperaturas alcanzados. Por el contrario, cuando la temperatura desciende por debajo de 15 °C, la nitrificación prácticamente se hace nula ([Yi et al., 2009](#)). Por otra parte, la volatilización de amonio, que ocurre a pH elevados, fue el principal factor que contribuyó a la remoción de NID en el tratamiento Br.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos, en el diseño de una alternativa de remediación para tratar al efluente en cuestión y con el objeto de incrementar la remoción de NID, debería acoplarse un sistema posterior para la denitrificación del efluente ([Ye y Li, 2009](#)), por ejemplo un reactor anaeróbico. Otra alternativa posible sería la prolongación del tratamiento para dar lugar a la remoción de nitratos por parte de algas y macrófitas.

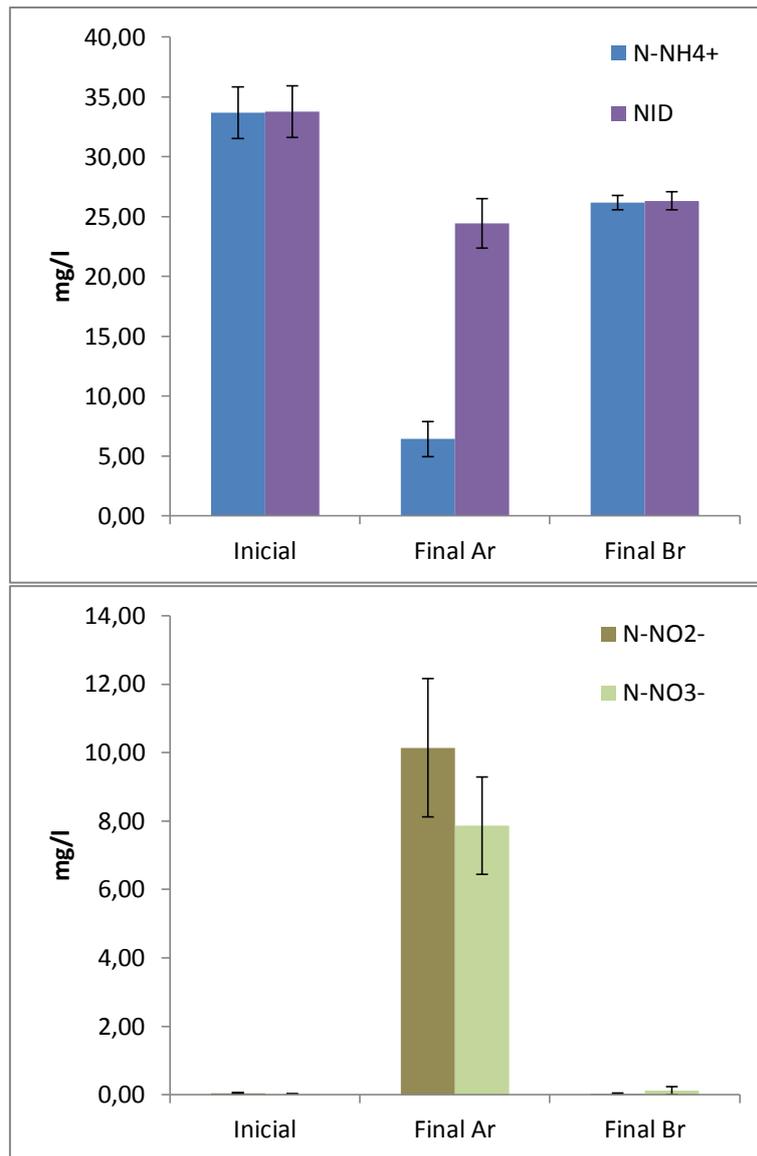


Figura 3.9. Bioensayo III: concentraciones iniciales y finales de N-NH_4^+ y NID (arriba) y N-NO_2^- y N-NO_3^- (abajo) en el agua residual, en el tratamiento con *S. intermedia* (tratamiento Ar) y sin plantas en oscuridad (tratamiento Br).

Las concentraciones medias de Pt disminuyeron en ambos tratamientos a lo largo del ensayo, observándose una mayor remoción en el tratamiento con *S. intermedia* con respecto al tratamiento sin plantas, que alcanzó el $38,1 \pm 1,8$ % (Tabla 3.6). La concentración inicial de PRS fue 4,0 mg/l y las concentraciones finales medias superaron a la inicial en ambos tratamientos (Ar: 4,4 mg/l; Br: 5,3 mg/l), aunque la diferencia fue mayor en Br (Fig. 3.10). En términos de cargas, sólo existió una baja remoción de PRS en el tratamiento Ar ($7,9 \pm 4,6$ %), y se observó un incremento en el tratamiento sin *S. intermedia* (Tabla 3.6).

El rápido *turnover* del fósforo, provocó la liberación de PRS proveniente de la descomposición de material particulado y determinó el incremento de las concentraciones en ambos tratamientos hacia el final del ensayo. Este incremento fue inferior en el tratamiento Ar, revelando la absorción adicional de PRS por las macrófitas y el perifiton. La concentración y las cargas medias finales de fósforo total fueron inferiores en el tratamiento con plantas debido a la retención de material particulado por biofiltración y adicionalmente por la absorción de las macrófitas. Por otra parte, en este ensayo se mantuvieron condiciones anóxicas en ambos tratamientos durante la primera mitad del experimento, lo cual favoreció la liberación de P desde el material particulado. Luego, en el tratamiento con plantas (Ar), los mayores niveles de OD alcanzados y el mayor potencial redox podrían haber inhibido dicha liberación.

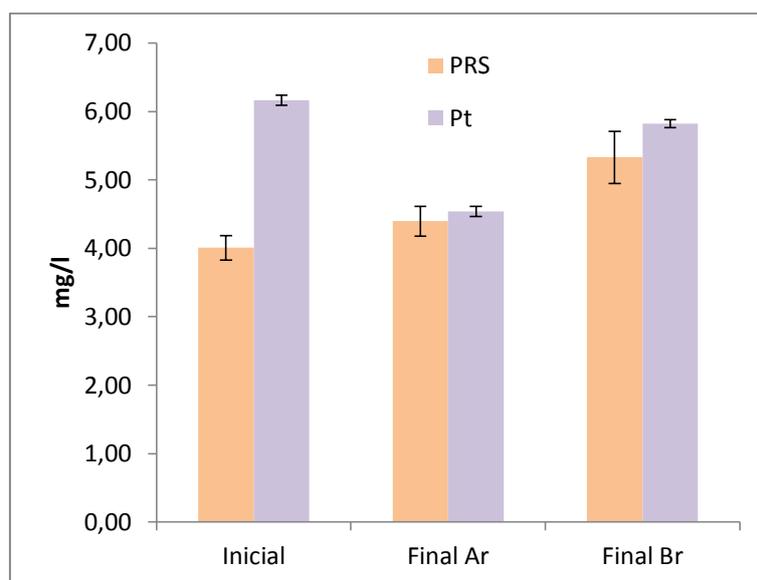


Figura 3.10. Bioensayo III: concentraciones iniciales y finales de PRS y Pt en el agua residual, en el tratamiento con *S. intermedia* (tratamiento Ar) y sin plantas en oscuridad (tratamiento Br).

La fracción particulada de carbono orgánico (COP) fue mayor a la disuelta (COD) al inicio y final del ensayo, observándose en ambos tratamientos aproximadamente las mismas concentraciones finales de ambas fracciones (**Fig. 3.11**). Sin embargo, considerando la evaporación en los reactores, los valores de la remoción de COD fueron $63,4 \pm 1,9 \%$ y $61,5 \pm 3,1 \%$ para los tratamientos Ar y Br, respectivamente con valores similares ($\approx 68 \%$) en el caso del COP (**Tabla 3.6**).

Los niveles de COT, tanto en términos de cargas (**Tabla 3.6**) como de concentraciones (**Fig. 3.11**) disminuyeron notoriamente en ambos tratamientos ($\approx 65 - 66 \%$; **Tabla 3.6**), producto de la sedimentación del material particulado (COP)). Este fenómeno está asociado a los tiempos de retención aplicados en la experiencia. Asimismo, los niveles de COD también disminuyeron en ambos tratamientos respecto de los niveles iniciales, lo cual podría estar relacionado con el consumo por parte de los microorganismos heterótrofos presentes en el reactor.

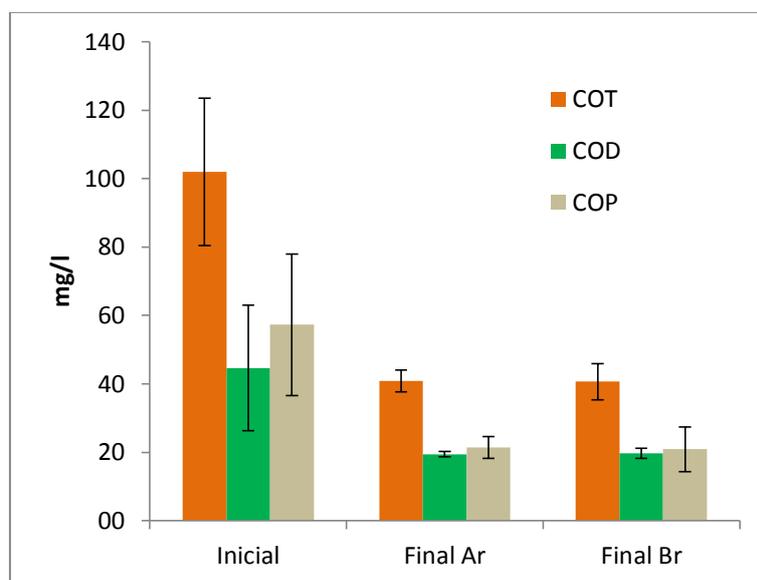


Figura 3.11. Bioensayo III: concentraciones iniciales y finales de COT, COD y COP en el agua residual, en el tratamiento con *S. intermedia* (tratamiento Ar) y sin plantas en oscuridad (tratamiento Br).

La biomasa media final de *S. intermedia* fue 2,2 veces mayor que la biomasa media inicial, obteniéndose una tasa de crecimiento (RGR) de 0,130 g PS/g PS día (0,1-0,5 g/g día según [CETA, 2013](#)) y una productividad de 4,5 g PS/m² día, equivalente a 16,4 t PS/ha año. Cabe destacar que a partir del 3° día las macrófitas ocuparon la totalidad de la superficie libre disponible para el crecimiento (productividad hasta 80 t PS/ha año, [CETA, 2013](#)). Es interesante destacar que en el caso de esta especie, como en otras Lemnaceas, la mayor parte de la biomasa es tejido metabólicamente activo, con poco tejido estructural, resultando un alimento de buena calidad para la cría de ganado. Además, dado que existe una preferencia metabólica por el amonio como fuente de N,

la utilización de estas plantas para el tratamiento de aguas residuales ricas en esta forma nitrogenada suele resultar en un mayor rendimiento y menor costo de remoción de N.

Según los valores de clorofila a y los de peso seco (PS), peso de cenizas (PC) y peso seco libre de cenizas (PSLC) la masa del perifiton se incrementó a lo largo del ensayo en ambos tratamientos, a pesar que el tratamiento Br había sido sombreado parcialmente (**Figs. 3.12 y 3.13**). La concentración inicial media de clorofila a fue 3 mg/m^2 y en el final del ensayo los valores se duplicaron en el tratamiento Br (6 mg/m^2) y aumentó más del 200 % en Ar (13 mg/m^2) (**Fig. 3.12**).

El PS se incrementó a partir de un valor inicial de $0,39 \text{ g/m}^2$ a valores de $1,45$ y $1,01 \text{ g/m}^2$ para los tratamientos Ar y Br, respectivamente (**Fig. 3.13**). El PSLC, que representa la fracción orgánica del perifiton, se incrementó en ambos tratamientos, siendo $0,74 \text{ g/m}^2$ en Br y alcanzando un valor medio de $1,06 \text{ g/m}^2$ en Ar. La relación PSLC/PS disminuyó, a partir de un valor inicial de $0,79$ hasta un valor de $0,73$ en ambos tratamientos, indicando la deposición de material particulado inorgánico sobre el perifiton.

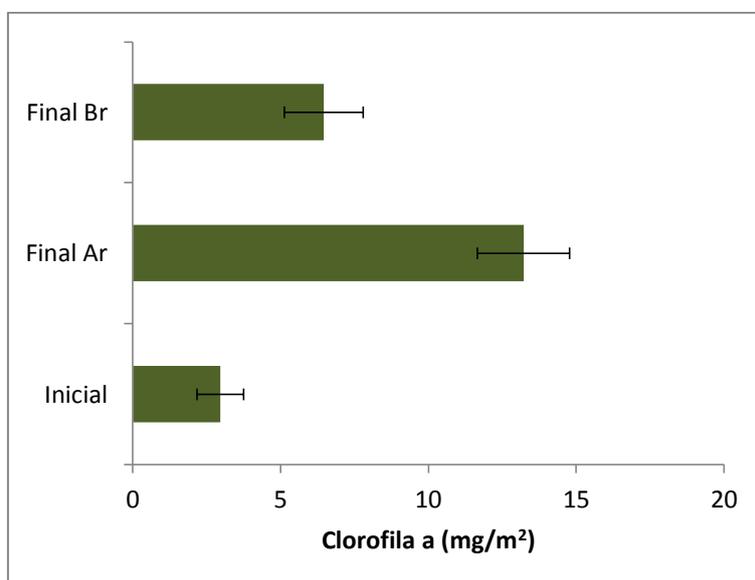


Figura 3.12. Bioensayo III: concentraciones iniciales y finales de clorofila en el perifiton, en el tratamiento con presencia de individuos de *S. intermedia* (tratamiento Ar) y en ausencia de la especie (tratamiento Br).

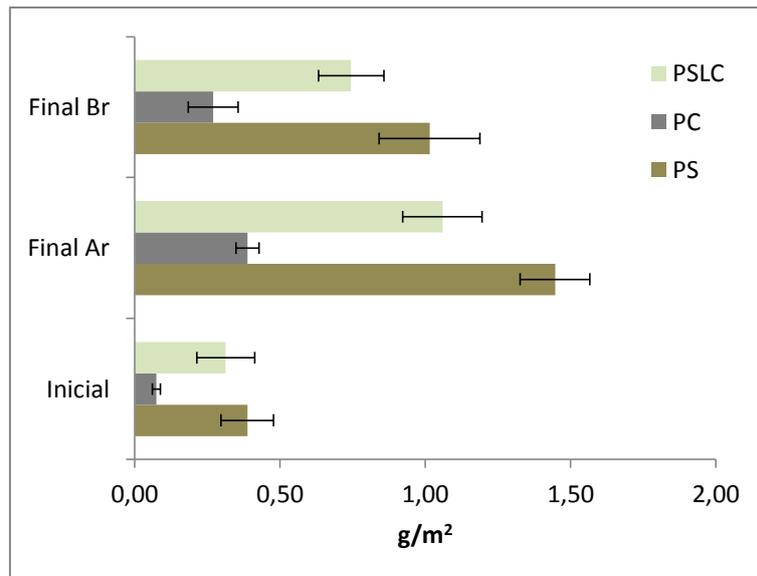


Figura 3.13. Bioensayo III: valores iniciales y finales de PSCL, PC y PS en el perifiton, en el tratamiento con presencia de individuos de *S. intermedia* (tratamiento Ar) y en ausencia de la especie (tratamiento Br).

Los índices de Lakatos (Lm, LCloA y Lc) y el índice autotrófico (IA) permitieron tipificar a la comunidad perifítica desarrollada sobre el sustrato artificial al inicio y luego de los seis días de duración del bioensayo en ambos tratamientos. Se observó que la masa fue baja y el perifiton fue autotrófico en todos los casos, mientras que al inicio resultó orgánico pasando luego a orgánico-inorgánico en ambos tratamientos (**Tabla 3.7**), indicando el aporte a material inorgánico particulado al perifiton producto de los procesos de mineralización que operaron en el sistema a lo largo del ensayo. Los valores del IA mayores a 100 indican una mayor proporción de heterótrofos (principalmente bacterias) en el tratamiento sin plantas y en oscuridad tanto al inicio como al finalizar el ensayo, revelando una comunidad perifítica típica de ambientes enriquecidos por materia orgánica (tratamiento Br) (**Tabla 3.7**). Por el contrario, en el tratamiento Ar (con plantas) el índice autotrófico decreció al finalizar el ensayo, lo cual revela la disminución de organismos heterotróficos y/o detritus orgánico y un aumento de los organismos autótrofos que se vieron favorecidos por la mayor iluminación y la presencia de plantas flotantes. La mayor abundancia de algas del perifiton (**Fig. 3.14**) y los menores valores de IA en el tratamiento Ar indican un grado más avanzado de depuración en este tratamiento al disminuir la componente orgánica del detrito.

La dominancia de diatomeas (Bacillariophyceae) al finalizar el ensayo (**Fig. 3.14**) revela una mejor calidad del agua en ambos tratamientos en relación al aumento de los tenores de oxígeno disuelto y la reducción de los nutrientes disueltos y materia orgánica (Hoagland *et al.*, 1982; Margalef, 1983). Por otro lado, la baja representación de la clase Euglenophyceae al finalizar el ensayo (**Fig. 3.14**) es también indicativo de una mejor calidad del agua. Los euglenófitos son considerados un grupo pionero, constituido por especies oportunistas tolerantes a elevadas cargas orgánicas típicas de aguas residuales y a condiciones de *stress* en general (Chindah *et al.*, 2009). Estas tendencias fueron más notorias en el tratamiento Ar, donde la presencia de vegetación flotante y organismos autótrofos en el perifiton favorecieron el proceso de depuración. Otros autores han descrito una importante remoción simultánea de N y P disueltos por perifiton en el tratamiento de aguas residuales y han recomendado su aplicación al post-tratamiento de aguas municipales (Boelee *et al.*, 2011).

Los resultados de este ensayo confirman que *S. intermedia* y el perifiton acompañante son eficientes en la fitorremediación de efluentes industriales mixtos (Basílico y de Cabo, 2012). Con la densidad inicial de plantas seleccionada en este bioensayo, equivalente a 0,12 g PS de *S. intermedia* por litro de agua residual, y en las condiciones de temperatura y pH descritas, la remoción diaria de SST fue de 123 kg/t PS día mientras que para NID, Pt y COT los valores resultaron 18,57 kg/ t PS día, 3,30 kg/ t PS día y 95,0 kg/t PS día, respectivamente.

Tabla 3.7. Tipificación de la comunidad perifítica desarrollada sobre láminas acrílicas durante el bioensayo IV, mediante los índices de Lakatos (Lakatos 1989) (Lm, LCloA y Lc) y el índice autotrófico (IA) (APHA *et al.*, 1992). Au: autotrófico; Or: orgánico; O-I: orgánico-inorgánico.

Tratamiento	Índices						
	Lm		LCloA		Lc		IA
	Valor (mg PS /cm ²)	Tipo	Valor (%)	Tipo	Valor (%)	Tipo	
Inicial	0,04 ± 0,01	Baja	1,0 ± 0,2	I (Au)	20 ± 7	IV (Or)	107 ± 27
Final Ar	0,14 ± 0,01	Baja	1,3 ± 0,3	I (Au)	27 ± 4	III (O-I)	82 ± 19
Final Br	0,10 ± 0,02	Baja	0,9 ± 0,1	I (Au)	26 ± 5	III (O-I)	116 ± 7

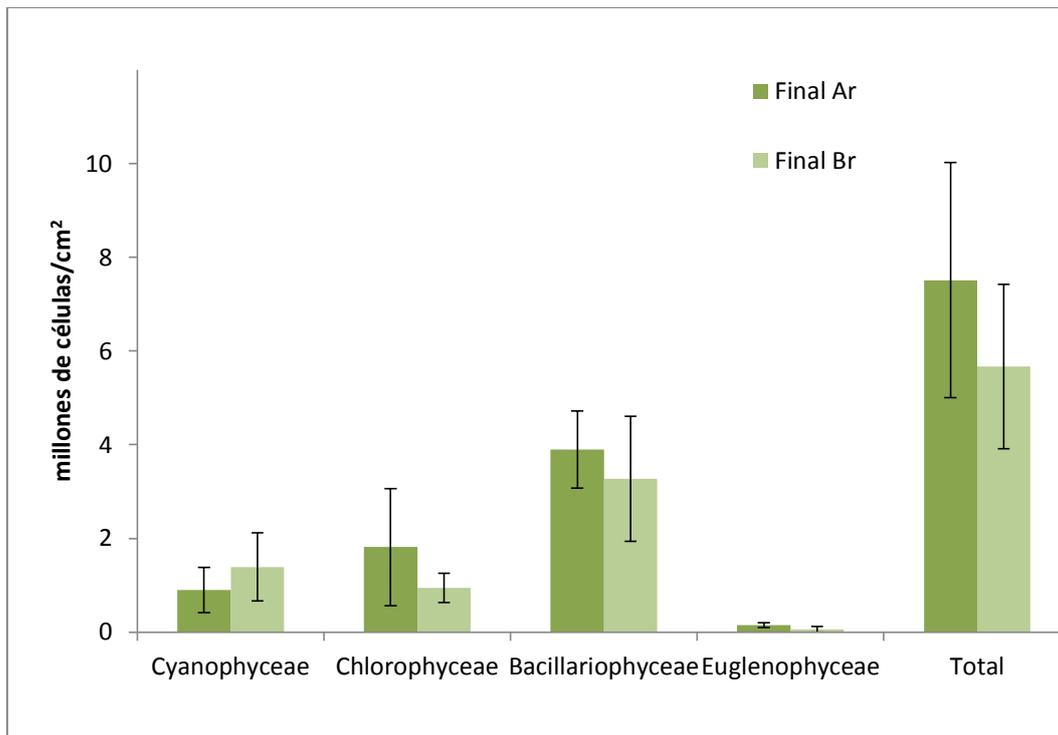


Figura 3.14. Bioensayo III: abundancia de los principales grupos de algas del perifiton, en el tratamiento con presencia de individuos de *S. intermedia* (tratamiento Ar) y en ausencia de la especie con sombreado parcial (tratamiento Br).

CAPÍTULO 4.

Bioensayos de fitorremediación de aguas residuales mixtas con *Lemna gibba* e *Hydrocotyle ranunculoides*

INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales municipales (aguas negras) son mezclas complejas de sustancias de diversos tipos, tanto orgánicas como inorgánicas, disueltas y en suspensión. Entre los principales componentes de estas aguas se encuentran microorganismos, sólidos, componentes inorgánicos (cloruros, sulfatos, nitrógeno y fósforo, carbonatos y bicarbonatos), sustancias tóxicas y materia orgánica. La materia orgánica de las aguas residuales municipales está constituida principalmente (90 %) por proteínas y carbohidratos ([Henry, 1999](#)).

En áreas urbanas y suburbanas las aguas negras se colectan desde las viviendas y otros puntos de generación (empresas, comercios, instituciones, etc.) por medio de un sistema de alcantarillado o red cloacal y son enviadas a plantas de tratamiento para su posterior disposición final que usualmente tiene lugar en un arroyo o río. El agua pluvial constituye una fuente adicional de sólidos de diverso tamaño, grasas y aceites así como precipitación de contaminantes atmosféricos, entre otros. En valores medios normales, entre el 30 % y el 50 % del agua precipitada se convierte en drenaje pluvial ([Henry, 1999](#)), que en áreas urbanas y suburbanas de la región pampeana, suele ser derivado a conductos pluviales y finalmente a un curso de agua. En áreas rurales o áreas urbanas y suburbanas sin redes cloacales, las aguas residuales domésticas suelen ser volcadas en un pozo de absorción excavado en el suelo, en algunos casos con una separación previa de los sólidos más gruesos por medio de un tanque séptico ([WHO/UNICEF JMP, 2014](#)). La alternativa de disposición por medio de pozos absorbentes resulta en la contaminación microbiológica y por nitratos de los acuíferos subterráneos.

A nivel nacional, en el año 2012 la cobertura de población con acceso a fuentes mejoradas de agua de consumo resultó 98,7 % mientras que la cobertura de población con acceso a servicios sanitarios mejorados fue 97,2 %

(WHO/UNICEF JMP, 2014). El porcentaje elevado de cobertura de servicios sanitarios si bien implica la disminución de enfermedades de origen hídrico también concentra la disposición de efluentes (muchas veces con tratamiento insuficiente) en cursos de agua de tamaño muy variable, desde pequeños arroyos hasta ríos muy caudalosos como el Río de la Plata. Los efectos de la contaminación hídrica son evidentemente más notorios en cursos de agua de bajo caudal, como es el caso de la mayoría de los arroyos pampeanos.

Teniendo en cuenta que para el conurbano bonaerense el consumo doméstico promedio de agua es de 300 l/hab día (ABSA, 2014) y que en términos globales entre el 70 y 90 % del agua consumida se desecha a la red cloacal (Henry, 1999), los caudales de aguas negras en los sectores de la región abastecidos con servicios sanitarios oscila entre 210 l/hab día y 270 l/hab día. Por lo expuesto, los caudales de los efluentes de las plantas de tratamiento de ciudades de varias decenas de miles de habitantes pueden llegar a representar gran parte del caudal del cuerpo de agua receptor, si éste es de poco volumen o caudal. Si como resultado de un tratamiento deficiente los tenores de materia orgánica, nutrientes y otros contaminantes presentes en los efluentes son elevados, el proceso de autodepuración de los cursos de agua y la estructura y funcionamiento de las comunidades biológicas pueden verse afectados notoriamente (Bunzel *et al.*, 2013; Merseburger *et al.*, 2005 y 2011; Ortíz *et al.*, 2005; Taylor *et al.*, 2014).

Las alternativas convencionales de tratamiento de aguas con elevadas cargas de materia orgánica (lodos activados, reactores UASB) propician la degradación de la materia orgánica, catalizando las reacciones de oxidación en las que intervienen principalmente bacterias, imitando el proceso de autodepuración natural (Branco, 1978). Como resultado se suele conseguir un efluente con baja DBO₅ pero altas concentraciones de nutrientes, que debe someterse a un postratamiento. La utilización de plantas acuáticas para la remediación de efluentes de plantas de tratamiento es una alternativa utilizada en otros países, principalmente para el tratamiento terciario, aunque también se utilizan en humedales construidos para el tratamiento de aguas domésticas y municipales (Vymazal, 2009). Algunas especies del género *Lemna* (Lemnaceae) son eficientes en la fitoextracción de compuestos nitrogenados del agua, aunque la remoción de

fósforo parece no ser significativa en todos los casos ([Srivastava et al., 2008](#)). Entre las especies más estudiadas y utilizadas se cita *Lemna gibba* ([Körner et al., 2001](#); [Yilmaz y Akbulut, 2011](#)). Otras macrófitas empleadas incluyen especies del género *Hydrocotyle* tales como *H. verticillata* que fue utilizada junto a otras macrófitas en la construcción de islas flotantes para la purificación de aguas superficiales eutróficas ([Zhao et al., 2012](#)). Otros ejemplos de estudios con especies de este género son los de [Moorhead y Reddy \(1990\)](#) y [Sooknah y Wilkie \(2004\)](#), entre otros.

En los efluentes producidos en la actividad agroindustrial, además de sólidos en suspensión, nutrientes y materia orgánica, las aguas residuales pueden contener sustancias tóxicas cuya determinación es costosa y no refleja la toxicidad potencial por efectos antagónicos, aditivos o sinérgicos con otros contaminantes presentes. Estos tóxicos incluyen hormonas esteroides, antibióticos, metales, ectoparasiticidas, dioxinas, entre otros. Los ensayos de toxicidad constituyen una herramienta valiosa para la detección y cuantificación de efectos sobre los organismos. La toxicidad a nivel celular en plantas superiores puede extrapolarse a células de animales superiores, siendo ambas eucariotas ([deSerres, 1979](#)). Por otra parte, algunas evidencias indican que estos ensayos de toxicidad *in vitro* resultan más realistas en la estimación del riesgo de iniciadores de cáncer que la utilización de ensayos con animales de laboratorio. Uno de las especies más utilizada para probar los efectos toxicológicos de efluentes industriales y aguas residuales mixtas es *Allium cepa*, observándose efectos macroscópicos y a nivel celular relacionados con una gran sensibilidad a una amplia variedad de contaminantes ([Fiskesjö, 1997](#)).

En el presente capítulo se describen dos ensayos con recirculación continua de efluente, realizados con *L. gibba* e *H. ranunculoides*. En el bioensayo IV se estudió el desempeño de ambas especies en el tratamiento aguas residuales de una industria avícola, caracterizadas en los capítulos anteriores. Para la realización del bioensayo V se seleccionó la especie *H. ranunculoides*.

OBJETIVO

Evaluar la utilización de *Lemna gibba* e *Hydrocotyle ranunculoides* para el tratamiento de aguas con contaminación mixta predominantemente orgánica.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Comparar la fitoextracción de nutrientes disueltos en agua residual de una industria avícola en cultivos puros y mixtos con las macrófitas nativas: *L. gibba* e *H. ranunculoides*.
- Evaluar la remoción de nutrientes disueltos y la carga de microorganismos indicadores de contaminación fecal en agua residual mixta compuesta principalmente por efluentes de una planta de tratamiento de líquidos cloacales, por medio de *H. ranunculoides*.
- Evaluar la fitotoxicidad del efluente mixto cloacal por medio de la prueba de toxicidad con *A. cepa*.

HIPÓTESIS

- La especie *L. gibba* es más eficiente que *H. ranuncuoides* en la remoción de nutrientes en agua residual mixta de una industria avícola.
- La presencia de *H. ranunculoides* favorece la remoción de nutrientes e indicadores de contaminación fecal en agua residual mixta compuesta principalmente por efluentes de una planta de tratamiento de líquidos cloacales.
- El efluente mixto de planta de tratamiento de líquidos cloacales resulta fitotóxico según la prueba con *A. cepa*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron dos bioensayos (IV y V) de fitorremediación con las especies *L. gibba* e *H. ranunculoides*, ambas presentes en los cursos de agua de la región ([Gantes y Sánchez Caro, 2001](#)). En el caso de *L. gibba* los ejemplares fueron colectados en el Embalse Roggero (**Fig. 1.2, Capítulo 1**), mientras que se utilizaron ejemplares de *H.*

ranunculoides cultivados en estanques ubicados en el Museo Argentino de Ciencias Naturales. A continuación se detallan las características de cada bioensayo.

Bioensayo IV

Este ensayo tuvo una duración de seis días consistió en tres tratamientos, con el objetivo de comparar la remoción de nutrientes disueltos, disminución de DBO₅ y DQO e indicadores de contaminación fecal (coliformes totales y *E. coli*) en el agua residual ya caracterizada en el **Capítulo 1** (EC1) en cultivos puros de *L. gibba* (tratamiento Lg), de *H. ranunculoides* (tratamiento Hr) y en cultivos mixtos con ambas especies (tratamiento L+H). El recuento de bacterias indicadoras de contaminación fecal se realizó en el Laboratorio de Salud Pública e Higiene Ambiental (FFyB-UBA), se utilizó la técnica de recuento en placa, se inoculó 1 ml de diluciones decimales seriadas de la muestra, en medios selectivos y diferenciales, en Agar Slanetz-Bartley y Agar CHRO ECC (CHROMagar), para los recuentos de enterococos, coliformes totales y fecales respectivamente. Se incubaron a 35° C durante 48h excepto los coliformes fecales a 44° C durante 48h (APHA *et al.*, 2012). Se utilizaron los reactores descritos en el bioensayo III (**Fig. 3.1, Capítulo 3**) con triplicados por tratamiento. En cada reactor se colocó una cantidad de biomasa aproximadamente igual de *L. gibba*, *H. ranunculoides* o ambas (50 % cada especie), con el objeto de obtener una biomasa total expresada en términos de peso seco de 1,21 ± 0,04 g. El volumen de agua residual en cada reactor fue nueve litros.

Se determinaron las concentraciones de Cd, Cr, Cu, Pb y Zn por espectrofotometría de absorción atómica. Al inicio y final del ensayo, se tomaron muestras de agua en recipientes de polipropileno debidamente lavados con HNO₃ al 10 % y enjuagados con agua desionizada. Las muestras se acidificaron a pH < 2 con HNO₃ al 100 % (grado analítico) para su posterior análisis. Las muestras fueron preconcentradas por evaporación y luego se realizó una mineralización con ácidos inorgánicos. La secuencia de ácidos (grado analítico) aplicados fue HNO₃:HClO₄:HNO₃:HCl. Posteriormente se procedió a la medición por espectrofotometría de absorción atómica Perkin Elmer 1100B (Perkin Elmer, Inc. Waltham, MA, USA).

Durante siete días previos al ensayo, se ubicaron placas acrílicas en cada reactor para el desarrollo de perifiton, determinándose el peso seco (PS), peso de cenizas (PC), peso seco libre de cenizas PSLC) (por diferencia) y clorofila a, determinaciones que fueron repetidas en el final del ensayo según la metodología descrita en el capítulo precedente.

Paralelamente, en el Laboratorio de Higiene y Sanidad (FFyB-UBA) se realizó una prueba de mutagenicidad del agua residual utilizando semillas de cebolla (*Allium cepa*) según la metodología descrita por [Matsumoto et al. \(2006\)](#). Se utilizó un lote homogéneo de semillas cultivadas en condiciones orgánicas (variedad Valcatorce), las cuales fueron provistas por “La Consulta” (INTA, Mendoza). Las semillas de esta especie son preferidas dada su homogeneidad genética y fisiológica y su disponibilidad a lo largo de todo el año. Un total de 100 semillas se colocaron en placas de Petri cuya base contenía un papel de filtro con 5 ml de muestra o control. Se utilizó agua destilada como control negativo y metilmetansulfonato (MMS) como control positivo. Las muestras analizadas fueron el agua residual colectada al inicio del ensayo (Inicial) y el agua correspondiente a cada tratamiento (Lg, Hr y Lg+Hr) al final del ensayo. Las placas se mantuvieron a 22-24 °C durante 4 días. Las semillas con sus raíces fueron fijadas durante 24 h en Carnoy acético, luego lavadas y preservadas en etanol 70 % para su posterior observación ([Fiskesjö, 1985](#)). Los cromosomas de las células meristemáticas de la raíz se colorearon con orceína en ácido acético al 2 %. Se contaron un total de 5000 células en cinco preparados como mínimo. Se analizó el índice mitótico (IM) en 5000 células y la frecuencia de aberraciones cromosómicas (AC) en metafase y anafase (puentes, fragmentos, cromosomas retrasados y otros) en un total de 200 anafases como mínimo. Se analizó la frecuencia de micronúcleos (MN) en 2000 interfases. Los datos fueron analizados utilizando la prueba de Kruskal-Wallis ([Matsumoto et al., 2006](#)).

Bioensayo V

Durante las campañas de muestreo realizadas en el marco del presente proyecto, se recibió información sobre una fuente de contaminación puntual correspondiente a una planta de tratamiento de líquidos cloacales de la ciudad de General Rodríguez que vierte sus efluentes en un curso de agua afluente del arroyo La Choza. Con el objetivo de

obtener una caracterización fisicoquímica del agua residual, se colectaron muestras aguas arriba (sitio “CA”: 34°39'55.24"S; 58°59'3.92"O) y en la desembocadura de este afluente en el arroyo (sitio “CC”: 34°39'54.89"S; 58°59'4.76"O) (**Fig. 4.1**) y se realizaron las determinaciones fisicoquímicas correspondientes. Se destacó la presencia de perifiton bacteriano característico de aguas contaminadas con materia orgánica (**Fig. 4.2**), en el sitio CC.

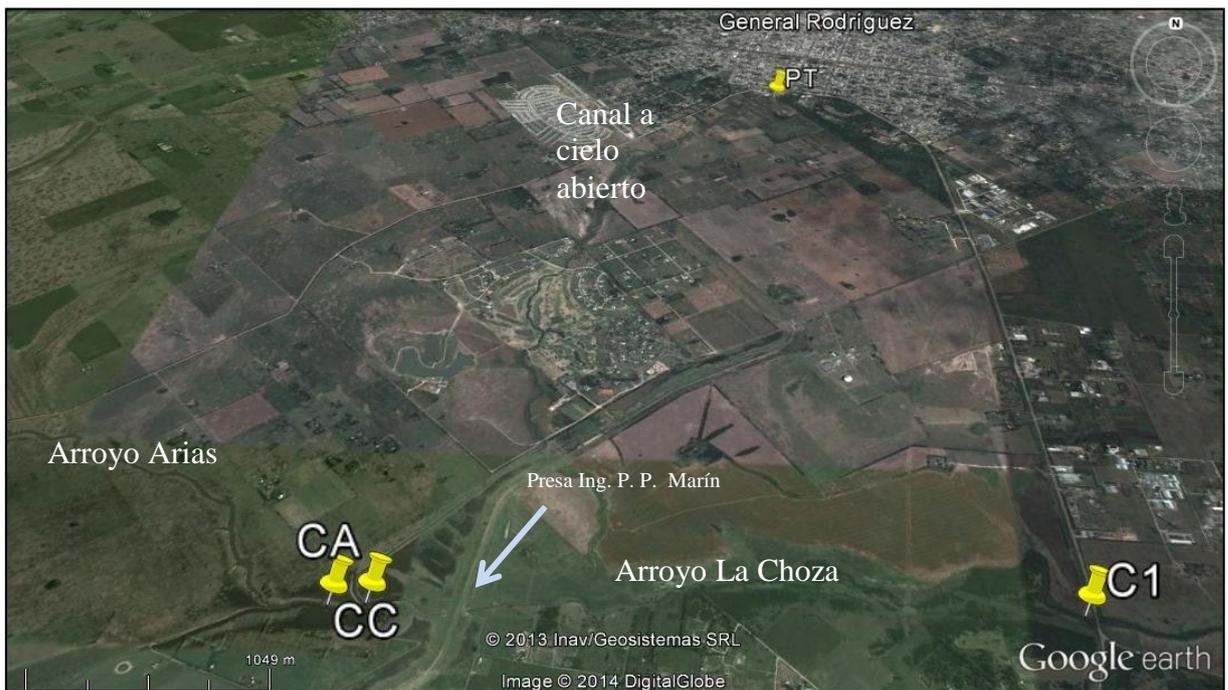


Figura 4.1. Ubicación de los sitios de muestreo CA y CC, aguas arriba y en la desembocadura de un canal a cielo abierto en el arroyo La Choza, que recibe efluentes de una planta de tratamiento de líquidos cloacales (PT).



Figura 4.2. Perifiton sobre sustratos naturales hallado en el sitio CC, probablemente *Sphaerotilus* sp. entre otros. Este tipo de colonias es característico de aguas contaminadas por materia orgánica (APHA *et al.*, 1992).

Posteriormente se realizó un bioensayo de doce días de duración, utilizando los reactores de recirculación ya descritos, con modificaciones en el sistema de recirculación del agua residual, a fin de utilizar el caudal máximo de las bombas (**Fig. 4.3**). El ensayo consistió de tres tratamientos por triplicado y el volumen inicial de agua en cada reactor fue de cinco litros. Los tratamientos fueron: presencia de la especie *H. ranunculoides* (tratamiento Hr), ausencia de la especie en condiciones de iluminación (tratamiento Ai) y ausencia de la especie en condiciones de oscuridad (tratamiento Ao). En el tratamiento Hr, la biomasa inicial utilizada fue de $37,1 \pm 5,1$ g por reactor, equivalente a 40 hojas por reactor.

El recuento de bacterias indicadoras de contaminación fecal se realizó en el Laboratorio de Salud Pública e Higiene Ambiental (FFyB-UBA). Se utilizó la misma técnica empleada en el bioensayo IV (APHA *et al.*, 2012).



Figura 4.3. Disposición de los reactores utilizados en el bioensayo V (arriba) y detalle de uno de los reactores correspondiente al tratamiento Hr (abajo).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Bioensayo IV

Hasta el 5° día se observó un incremento en el pH del agua residual en todos los reactores, alcanzando en ese momento un valor promedio máximo de 8,79 en el tratamiento con *L. gibba* e *H. ranunculoides* (tratamiento Lg+Hr), el incremento de la fotosíntesis por el crecimiento algal registrado en todos los tratamientos podría favorecer el incremento del pH. En el final del ensayo (6° día) el pH descendió levemente en todos los tratamientos, con valores promedio en el rango de 8,36 - 8,49

(Fig. 4.4), debido probablemente al incremento en los procesos de respiración y descomposición.

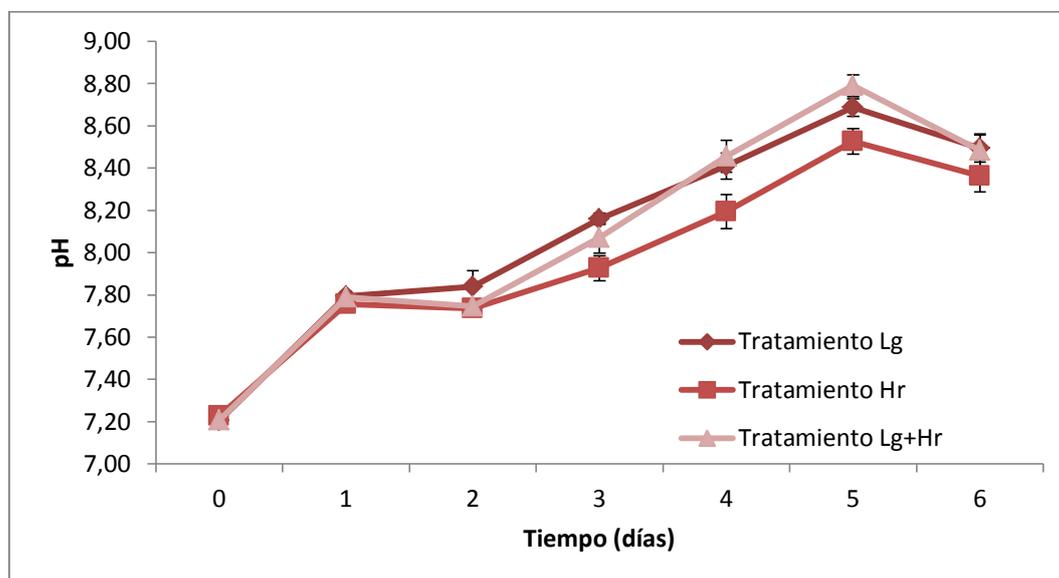


Figura 4.4. Bioensayo IV: valores de pH del agua residual, en el tratamiento con *L. gibba* (tratamiento Lg), *H. ranunculoides* (tratamiento Hr) y ambas especies (tratamiento Lg+Hr).

La conductividad eléctrica (CE) media en el inicio del ensayo estuvo comprendida en el rango de 1388 – 1394 $\mu\text{S}/\text{cm}$, incrementándose en todos los tratamientos hacia el final del ensayo por efecto de la evaporación, con un valor máximo de 1430 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el tratamiento con *H. ranunculoides* (tratamiento Hr). Este efecto fue menos notorio en el tratamiento con *L. gibba* (tratamiento Lg) (Fig. 4.5).

El valor de la concentración de oxígeno disuelto (OD) fue 0,00 mg/l en todos los reactores durante los primeros 2 días, para luego incrementarse progresivamente hasta el 5° día, con un valor promedio máximo de 12,73 mg/l en el tratamiento Lg+Hr, donde se observó la mayor variabilidad entre réplicas. Posteriormente, en el final del ensayo se observó un descenso en las concentraciones en todos los tratamientos, aunque se mantuvieron valores cercanos a la saturación (Fig. 4.6), en coincidencia con la disminución del pH y los procesos de descomposición y respiración asociados. Cabe señalar que las mediciones fueron realizadas diariamente a la misma hora para evitar los cambios en la actividad fotosintética que ocurren durante el día.

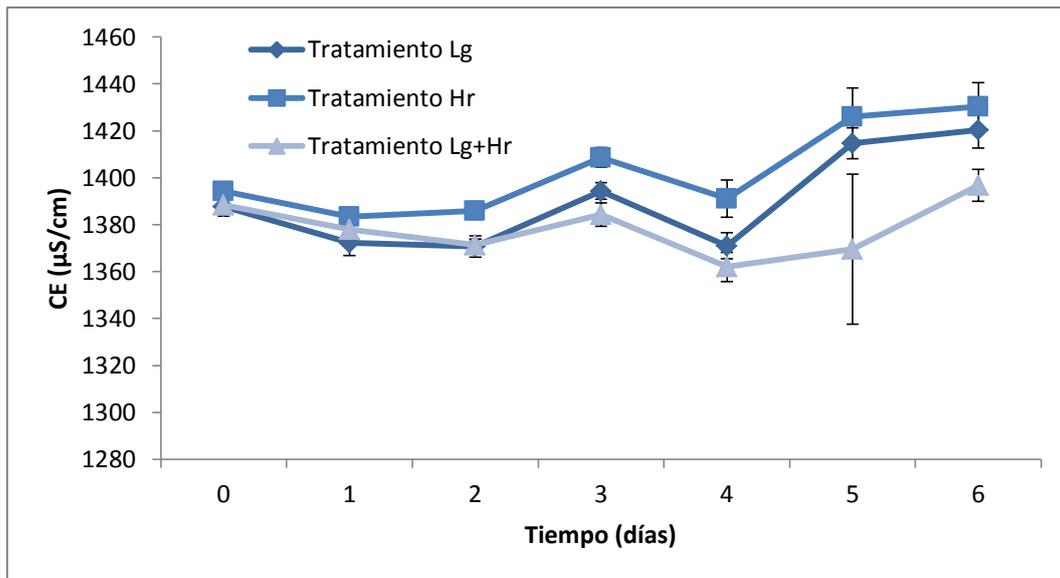


Figura 4.5. Bioensayo IV: valores de CE del agua residual, en el tratamiento con *L. gibba* (tratamiento Lg), *H. ranunculoides* (tratamiento Hr) y ambas especies (tratamiento Lg+Hr).

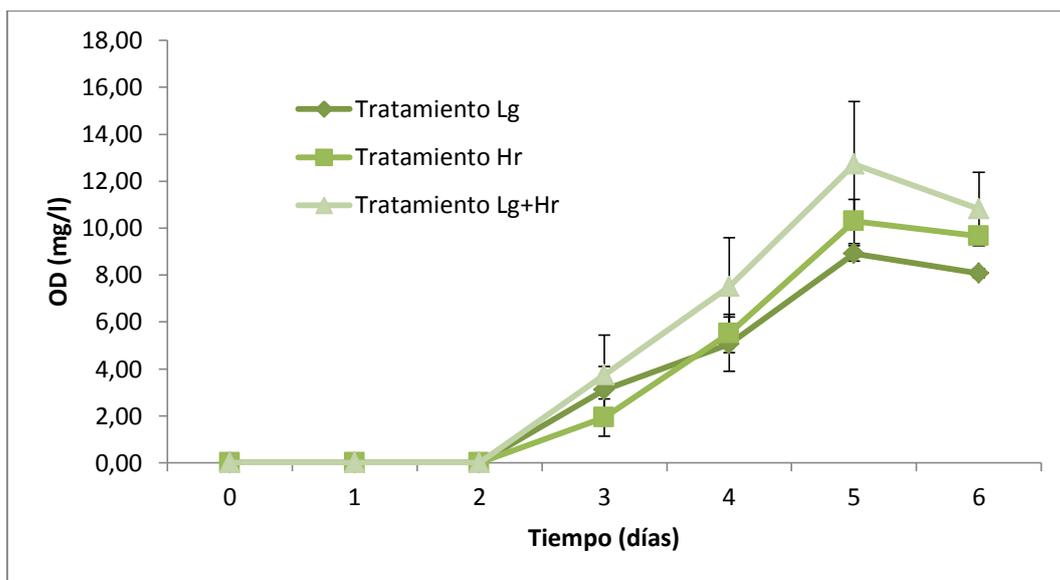


Figura 4.6. Bioensayo IV: valores de OD en el agua residual, en el tratamiento con *L. gibba* (tratamiento Lg), *H. ranunculoides* (tratamiento Hr) y ambas especies (tratamiento Lg+Hr).

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las cargas finales de N-NH₄⁺, NID, COT y COP ($p < 0,05$) y altamente significativas ($p < 0,01$) entre las cargas de PRS y Pt (**Tabla 4.1**) calculadas para los distintos tratamientos. En el caso de N-NH₄⁺, NID, PRS, Pt y COP las cargas medias finales resultaron $L_{Hr} > L_{Lg} > L_{Lg+Hr}$, mientras que para COT resultaron $L_{Hr} > L_{Lg+Hr} > L_{Lg}$. Se pone de relieve que si bien se

logró una remoción muy importante para estas variables en todos los tratamientos, el rendimiento del tratamiento con *H. ranunculoides* (Hr) resultó inferior para la mayoría de las variables estudiadas, con excepción de los SST (**Tabla 4.1**).

Tabla 4.1. Valores iniciales y finales de las cargas de SST y nutrientes en los tratamientos Lg (con individuos de *L. gibba*), Hr (con individuos de *H. ranunculoides*) y Lg+Hr (con individuos de ambas especies) correspondientes al Bioensayo IV, con detalle de los *p*-valores (ANOVA) y porcentajes de remoción (%R) por variable.

Variable	Tratamiento	Valor inicial (mg)	Valor final (mg)	<i>p</i> -valor	%R
SST	Lg		141 ± 22 a		88,9 ± 1,7
	Hr	1268	99 ± 25 a	0,161	92,2 ± 2,0
	Lg+Hr		117 ± 22 a		90,8 ± 1,7
N-NH ₄ ⁺	Lg		49,39 ± 4,39 ab		74,1 ± 2,3
	Hr	190,91	65,40 ± 9,93 a	0,040*	65,7 ± 5,2
	Lg+Hr		42,12 ± 10,16 b		77,9 ± 5,3
N-NO ₂ ⁻	Lg		0,07 ± 0,01 a		78,7 ± 1,6
	Hr	0,35	0,09 ± 0,01 a	0,101	73,5 ± 1,9
	Lg+Hr		0,08 ± 0,01 a		77,7 ± 3,9
N-NO ₃ ⁻	Lg		0,07 ± 0,02 a		+
	Hr	0,03	0,09 ± 0,01 a	0,262	+
	Lg+Hr		0,06 ± 0,03 a		+
NID	Lg		49,54 ± 4,40 ab		74,1 ± 2,3
	Hr	191,18	65,58 ± 9,94 a	0,040*	65,7 ± 5,2
	Lg+Hr		42,26 ± 10,20 b		77,9 ± 5,3
PRS	Lg		16,00 ± 1,10 a		47,0 ± 3,7
	Hr	30,18	21,75 ± 1,03 b	0,008**	27,9 ± 3,4
	Lg+Hr		15,83 ± 2,52 a		47,6 ± 8,3
Pt	Lg		21,23 ± 1,40 a		60,2 ± 2,6
	Hr	53,40	29,13 ± 1,30 b	0,006**	45,4 ± 2,4
	Lg+Hr		21,02 ± 3,25 a		60,6 ± 6,1
COT	Lg		130,0 ± 3,6 ab		77,6 ± 0,6
	Hr	580,5	166,0 ± 16,8 a	0,024*	71,4 ± 2,9
	Lg+Hr		138,7 ± 11,4 b		76,2 ± 2,0
COD	Lg		82,0 ± 4,4 a		75,0 ± 1,4
	Hr	326,9	99,7 ± 13,1 a	0,194	69,5 ± 4,1
	Lg+Hr		93,0 ± 11,8 a		71,5 ± 3,6
COP	Lg		48,0 ± 6,6 a		81,0 ± 2,6
	Hr	253,7	66,7 ± 7,2 b	0,015*	73,8 ± 2,8
	Lg+Hr		45,3 ± 6,0 a		82,1 ± 2,5

El asterisco (*) indica diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) o altamente significativas (**) ($p < 0,01$) entre las cargas finales de los tratamientos Lg, Hr y Lg+Hr. Las letras iguales (a y b) indican la pertenencia a grupos homogéneos según la comparación *post hoc* de Tukey ($p < 0,05$). El signo + indica que existió un incremento de la carga con respecto al valor inicial.

La concentración media de sólidos suspendidos totales (SST) en el agua residual, al inicio del ensayo fue 141 mg/l, observándose una reducción similar en todos los tratamientos (**Fig. 4.7**).

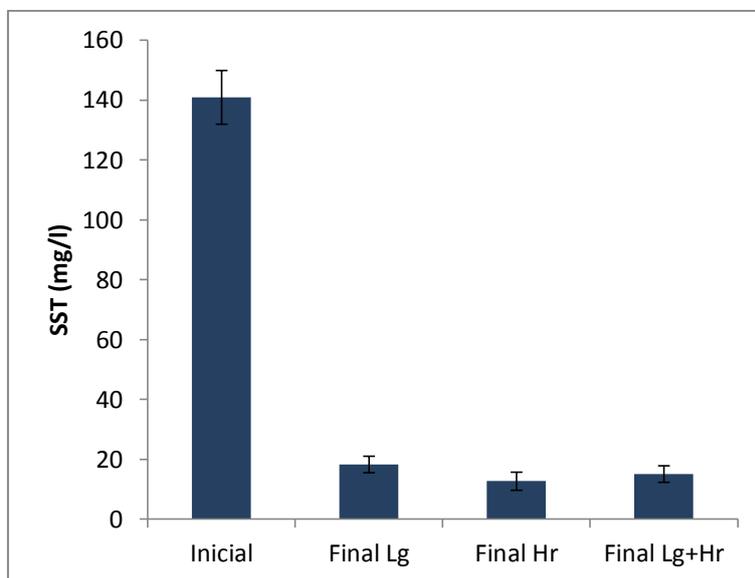


Figura 4.7. Bioensayo IV: concentraciones iniciales y finales de SST en el agua residual, en el tratamiento con *L. gibba* (tratamiento Lg), *H. ranunculoides* (tratamiento Hr) y ambas especies (tratamiento Lg+Hr).

La concentración inicial de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en el agua residual fue 21,25 mg/l, observándose un descenso en todos los tratamientos en el final del ensayo, con valores en el rango de 5,43 – 8,41 mg/l, que representan reducciones de 60,4 – 74,4 %. El mayor descenso fue observado en el tratamiento Lg+Hr (**Fig. 4.8**). Tanto al inicio del ensayo como en el final, en todos los tratamientos, el amonio (N-NH_4^+) fue la principal forma nitrogenada, mientras que las concentraciones de nitritos (N-NO_2^-) y nitratos (N-NO_3^-) resultaron siempre muy bajas (**Fig. 4.8**). La anoxia que se alcanzó durante los primeros dos días del tratamiento propició la importante denitrificación que llevó a la disminución de hasta 74 % del amonio en el tratamiento con ambas plantas. Posteriormente el ascenso del OD, pudo haber favorecido la nitrificación, la cual quedó verificada en los incrementos de nitratos al finalizar el ensayo, respecto de los valores iniciales.

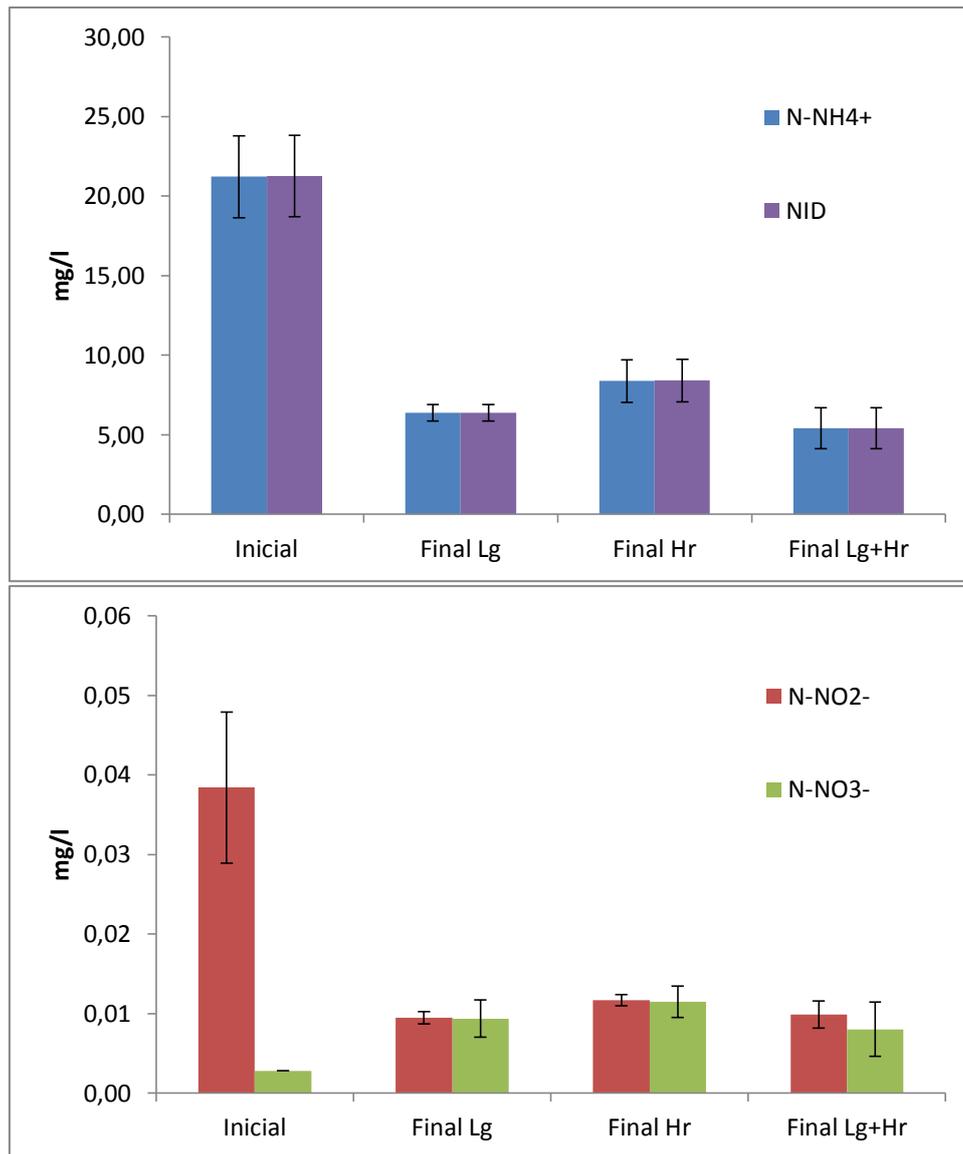


Figura 4.8. Bioensayo IV: concentraciones iniciales y finales de $N-NH_4^+$ y NID (arriba) y $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$ (abajo) en el agua residual, en el tratamiento con *L. gibba* (tratamiento Lg), *H. ranunculoides* (tratamiento Hr) y ambas especies (tratamiento Lg+Hr).

La concentración inicial de PRS en el agua residual fue 3,35 mg/l y la de Pt 5,93 mg/l, con una relación PRS/Pt de 0,565. Después de seis días, las concentraciones de PRS y Pt en el agua residual se redujeron en todos los tratamientos (**Fig. 4.9**). Los valores de la relación PRS/Pt en el final del ensayo resultaron superiores a la inicial en todos los tratamientos, siendo 0,752; 0,748 y 0,752 en los tratamientos Lg, Hr y Lg+Hr, respectivamente. Estos valores indican el avance de la degradación bacteriana y la deposición del material particulado a lo largo del ensayo. En el inicio del presente ensayo, la fracción particulada del P fue casi el 43,5 % del Pt y al finalizar se redujo al

10 %, lo cual revela la importancia de los fenómenos de adsorción, complejación y sedimentación señalados por Brix (1993) como los principales responsables de la disminución del P en humedales artificiales.

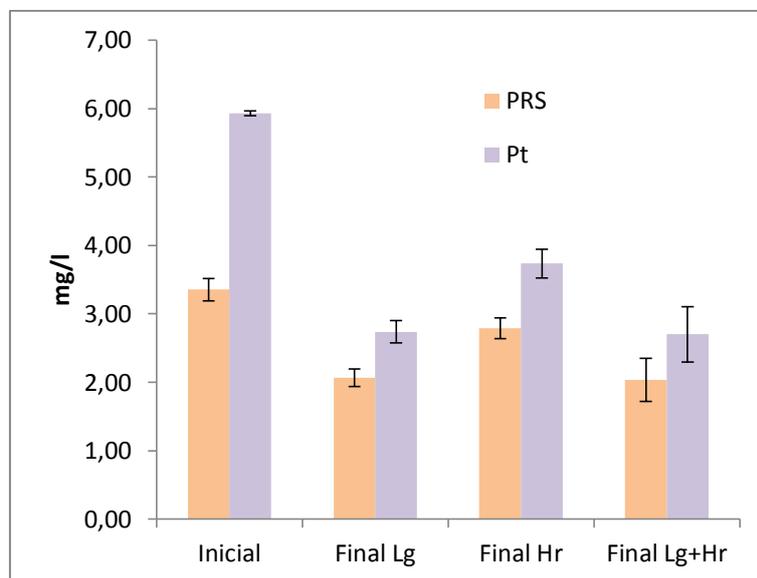


Figura 4.9. Bioensayo IV: concentraciones iniciales y finales de PRS y Pt en el agua residual, en el tratamiento con *L. gibba* (tratamiento Lg), *H. ranunculoides* (tratamiento Hr) y ambas especies (tratamiento Lg+Hr).

La mayor parte del carbono orgánico correspondió a la fracción disuelta tanto al comenzar como al finalizar el ensayo. Teniendo en cuenta los valores medios iniciales y finales de las concentraciones de COT, COD y COP (**Fig. 4.10**), las mayores reducciones fueron 90,8 %, 75,0 % y 78,6 %, respectivamente, y correspondieron al tratamiento Lg+Hr. La disminución de la fracción orgánica particulada pudo deberse a la degradación bacteriana y a la sedimentación, como puede observarse tanto en la disminución de los SST como del COP (**Figs. 4.7 y 4.10**). Sin embargo, la degradación bacteriana puede continuar ocurriendo aún en el fondo de los recipientes (Brix, 1993) sobre el material orgánico particulado. La reducción de la fracción orgánica disuelta se debió fundamentalmente a la degradación bacteriana, como puede verificarse en la disminución muy marcada de DBO₅ en los tres tratamientos al finalizar el ensayo (**Fig. 4.11**).

La reducción máxima de DQO fue 70,6 % y se observó en el tratamiento Lg+Hr, con una concentración final de 160 mg/l (**Fig. 4.11**). Desde el punto de vista estequiométrico toda la materia orgánica biodegradable debería convertirse en biomasa en cinco días. Sin embargo, la naturaleza de la materia orgánica y ciertas condiciones ambientales como la iluminación pueden alterar esta simple relación estequiométrica. Teniendo en cuenta los resultados del ensayo, las condiciones resultaron propicias para la atenuación de los niveles de DBO ya que se redujeron hasta un 96,9 % en el tratamiento Lg, con un valor final de 10 mg/l (**Fig. 4.11**). Esta disminución se debió principalmente a la degradación bacteriana y la deposición sobre las superficies de los recipientes y las plantas (**Brix, 1993**). La activa degradación bacteriana que tuvo lugar llevo a la depleción de OD en los primeros dos días del ensayo (etapa de desoxigenación), sin embargo a partir de allí y hasta prácticamente la finalización del mismo (seis días) los niveles de OD crecieron hasta la sobresaturación (**Fig.4.6**). Probablemente, la actividad bacteriana aeróbica fue muy intensa y eficiente durante los primeros dos días agotando rápidamente los tenores de OD y la cantidad de material biodegradable. Luego, la actividad bacteriana disminuyó y los niveles de OD crecieron por la actividad fotosintética, la oxigenación desde las raíces de las macrófitas (**Moorhead y Reddy, 1990**) y el balance positivo en la oxigenación por difusión desde la atmósfera por el movimiento de circulación del agua (**Yilmaz y Akbulut, 2011**).

La relación DBO_5/DQO inicial fue 0,62 y disminuyó a lo largo del tiempo, con un valor final mínimo de 0,06 (tratamiento Lg) y un máximo de 0,12 (tratamiento Hr). El valor inicial de la relación es el esperado (0,6) en aguas residuales con alta proporción de materia orgánica fácilmente biodegradable, como son las aguas residuales municipales (**Henry, 1999**).

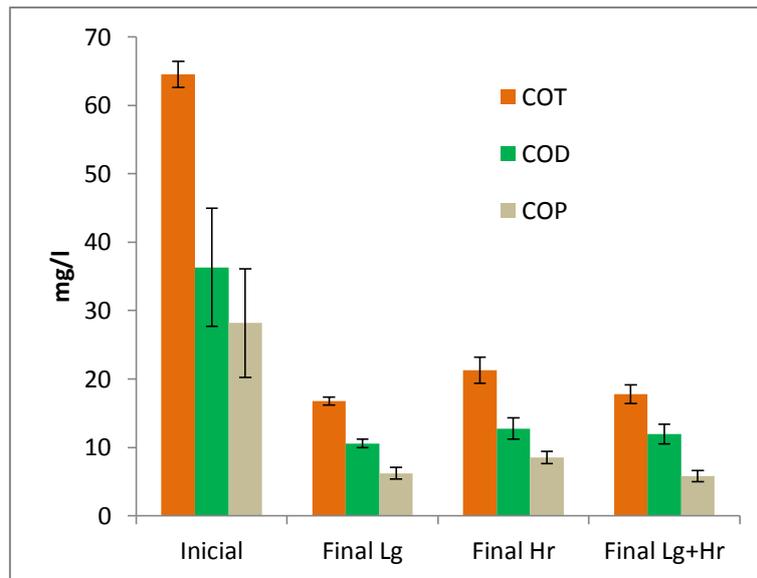


Figura 4.10. Bioensayo IV: concentraciones iniciales y finales de COT, COD y COP en el agua residual, en el tratamiento con *L. gibba* (tratamiento Lg), *H. ranunculoides* (tratamiento Hr) y ambas especies (tratamiento Lg+Hr).

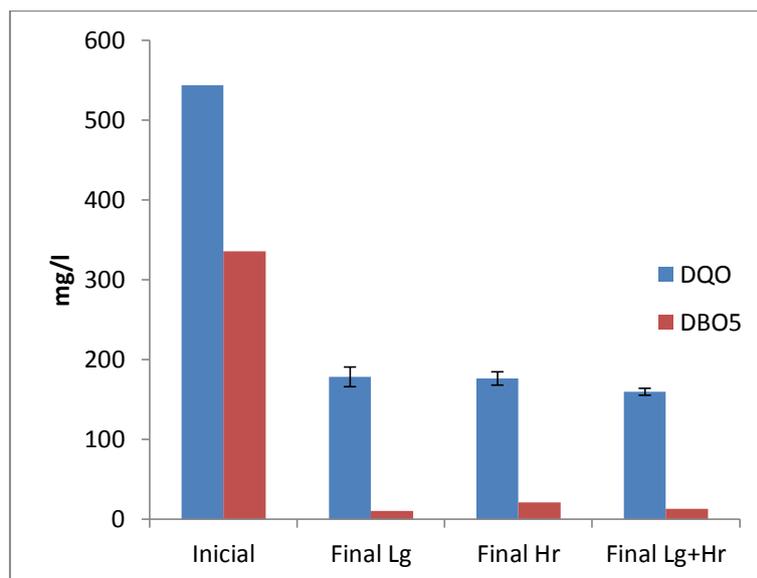


Figura 4.11. Bioensayo IV: concentraciones iniciales y finales de DQO y DBO₅ en el agua residual, en el tratamiento con *L. gibba* (tratamiento Lg), *H. ranunculoides* (tratamiento Hr) y ambas especies (tratamiento Lg+Hr).

Respecto a las sustancias tóxicas medidas, en todos los casos se superó el nivel guía para la protección de la vida acuática establecido en la legislación nacional para las concentraciones totales de Cr, Pb, Cd y Cu (Ley 24.051 y decreto 831/93; [Cr] = 2 µg/l; [Pb] = 1 µg/l; [Cd] = 0,2 µg/l; [Cu] = 2 µg/l). La presencia de metales, se debe a que estos pueden encontrarse como componentes de los efluentes de los establecimientos de

cría de ganado, muchas veces asociados a la materia orgánica (Khan *et al.*, 2008). Las concentraciones medias finales de Cr fueron inferiores a la inicial (0,24 mg/l), mientras que los valores de las concentraciones finales de Pb y Zn resultaron mayores o iguales a las iniciales (0,78 mg/l y 0,07 mg/l, respectivamente) en todos los tratamientos. Por otra parte, la concentración final de Cu resultó inferior a la inicial (0,03 mg/l) únicamente en el tratamiento Lg. Las concentraciones de Cd fueron menores o iguales a 0,01 mg/l en todos los casos. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) solamente entre las concentraciones finales de Zn obtenidas en los distintos tratamientos (Fig. 4.12). El incremento de la concentración de algunos metales responde al efecto de la evaporación a lo largo del ensayo, que no fue compensado por fenómenos tales como la adsorción a las paredes de los reactores y al material particulado, la absorción por parte de macrófitas y organismos del perifiton o la precipitación química por incremento del pH. Según el valor de las concentraciones medias finales de Cd en el agua residual en los tratamientos Lg y Lg+Hr (0,01 mg/l) los únicos usos posibles para el agua luego del tratamiento son la preservación de especies de peces sin efectos subletales (uso VII, 860 $\mu\text{g/l}$) y sin efectos letales (uso VIII, 4260 $\mu\text{g/l}$), teniendo en cuenta los criterios de calidad de agua establecidos por el INA (2011). La concentración media final más baja de Cr (0,21 mg/l) correspondió al tratamiento Lg+Hr, por lo tanto el agua residual, con o sin tratamiento, podría utilizarse únicamente para los mismos usos que en el caso anterior, con valores guía de 15000 $\mu\text{g/l}$ y 93600 $\mu\text{g/l}$, respectivamente (INA, 2011). Para el Pb, la concentración determinada al inicio del tratamiento resultó inferior a las finales, con un valor medio de 0,78 mg/l, y en este caso los usos posibles para el agua residual son idénticos (usos VII y VIII), con valores guía de 800 $\mu\text{g/l}$ y 8000 $\mu\text{g/l}$. Debido a que no se registró una disminución de la concentración de plomo por efecto del tratamiento, sino un incremento de la concentración media de este metal en todos los tratamientos hacia el final del ensayo por efecto de la evaporación, el agua residual podría destinarse únicamente al uso VIII: apta para la preservación de especies de peces sin efecto letal (INA, 2011).

Las plantas utilizadas en los distintos tratamientos no mostraron síntomas de toxicidad aunque algunos de los metales como plomo y cromo se hallaban en concentraciones elevadas. Si bien estas plantas son referidas como indicadores y aún acumuladoras de metales (Megatelli *et al.*, 2009; Miretzky *et al.*, 2004; Zarazua *et al.*, 2013), los niveles medidos en las aguas de los ensayos no registraron cambios significativos al terminar el

ensayo, lo cual podría deberse a la baja relación biomasa:agua que no permitió hacer evidente la disminución de la concentración de los metales en agua por acción de las plantas.

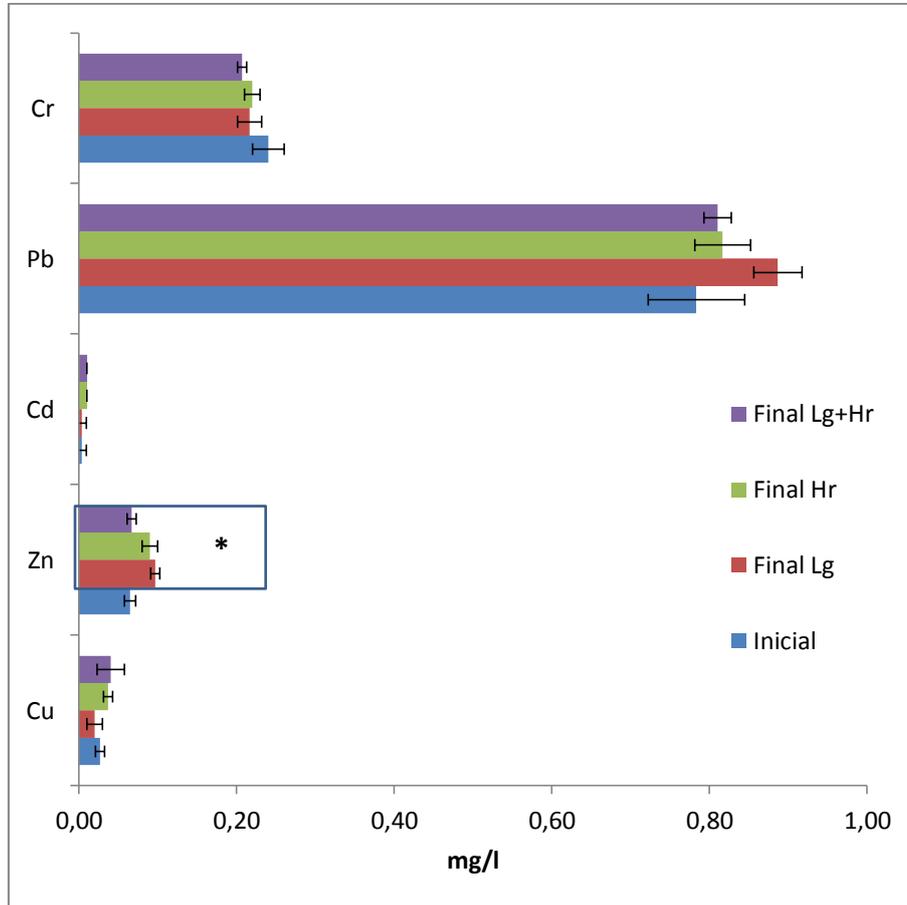


Figura 4.12. Bioensayo IV: concentraciones iniciales y finales de Cr, Pb, Cd, Zn y Cu en el tratamiento con *L. gibba* (tratamiento Lg), *H. ranunculoides* (tratamiento Hr) y ambas especies (tratamiento Lg+Hr). El asterisco (*) indica la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las concentraciones finales de Zn, según la prueba de Kruskal-Wallis.

El valor inicial de coliformes totales y *E. coli* fue $2,10 \times 10^2$ UFC/ml y ambos índices descendieron hasta 4,67 UFC/ml (tratamientos Hr y Lg+Hr) y 8,67 UFC/ml (tratamiento Lg) (Fig. 4.13). Si bien la carga inicial de coliformes en el agua residual resultó baja respecto de otros efluentes de características similares, se alcanzó una reducción del 96 %, valor cercano a la reducción típica del 99 % esperada en un tratamiento químico de desinfección (Henry, 1999) y similar al resultado obtenido en tratamientos de remediación de patógenos en aguas residuales utilizando humedales construidos

(Kadlec y Wallace, 2009). La disminución de coliformes totales y *E. coli* determinada al finalizar el ensayo, revela la eficiencia del tratamiento en aguas con moderada o baja carga de patógenos como la usadas en el ensayo. Sin embargo, la desinfección química por cloración, la variante más utilizada, requiere de un tiempo muy breve y resulta más segura y eficaz, por lo tanto se destaca la necesidad de una desinfección posterior del efluente por este u otros medios, previo a la descarga del efluente en un cuerpo de agua.

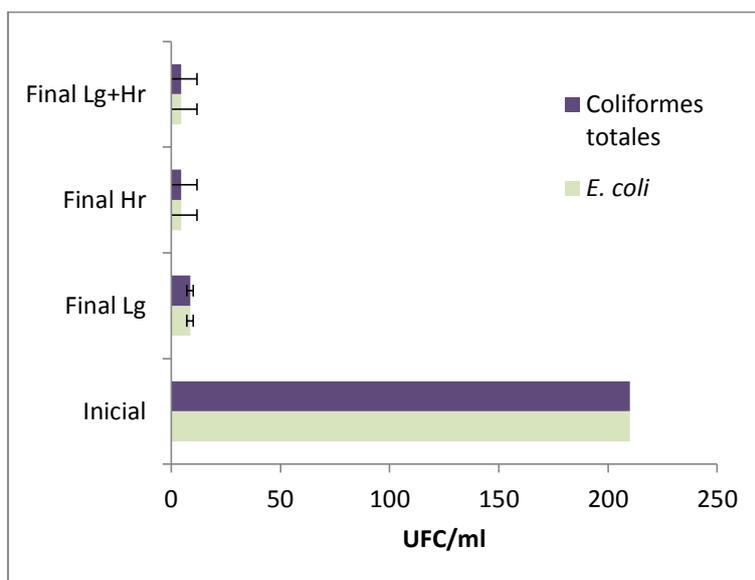


Figura 4.13. Bioensayo IV: indicadores microbiológicos de calidad de agua al inicio y final del ensayo en el tratamiento con *L. gibba* (tratamiento Lg), *H. ranunculoides* (tratamiento Hr) y ambas especies (tratamiento Lg+Hr).

La biomasa final de *L. gibba* resultó $1,61 \pm 0,29$ g PS, con una RGR de $0,051 \text{ d}^{-1}$. Para *H. ranunculoides* la biomasa final fue $1,95 \pm 0,14$ g PS, con una RGR de $0,075 \text{ d}^{-1}$ y en el tratamiento Lg+Hr la biomasa final de ambas especies fue $1,87 \pm 0,26$ g PS y la RGR resultó, en este caso, $0,071 \text{ d}^{-1}$. En una aplicación a escala real de la fitorremediación del efluente considerado debería esperarse un crecimiento mayor de las macrófitas, debido a que en ese caso la provisión de nutrientes sería mayor por tratarse de un sistema de flujo continuo o en *batch* en estanques donde la relación superficie libre/volumen sería menor a la ensayada.

Los resultados de la prueba de toxicidad con *A. cepa* en la muestra inicial revelaron síntomas de mutagenicidad en la misma. Por otro lado, se determinaron diferencias significativas en el índice mitótico (IM) en todos los tratamientos con respecto al

control negativo (CN) al finalizar el ensayo. Únicamente se observaron diferencias significativas en la frecuencia de aberraciones cromosómicas (AC) entre MMS y el CN. Respecto de la presencia de micronúcleos al finalizar el ensayo, el único tratamiento donde no se observaron diferencias significativa con CN, fue el tratamiento con las dos especies (Lg+Hr), siendo el único tratamiento donde no se registraron micronúcleos (**Tabla 4.2**). Si bien no se midieron todos los posibles causantes de la mutagenicidad observada en la muestra inicial, los tratamientos revelaron la disminución de la misma al finalizar el ensayo, siendo el tratamiento con ambas macrófitas el más eficiente en la reducción de la mutagenicidad.

Tabla 4.2. Índice mitótico (IM), frecuencia de aberraciones cromosómicas (AC), frecuencia de micronúcleos (MN) en 5000 células analizadas (media \pm desvío estándar) de células meristemáticas de *Allium cepa* expuestas a la muestra inicial y la muestra final de los tres tratamientos, al control negativo y a la solución de metilmetansulfonato (MMS).

Tratamiento	IM	AC	MN
Control Negativo	39,77 \pm 4,41	0,01 \pm 0,02	0,07 \pm 0,09
Inicial	58,46 \pm 7,85*	0,17 \pm 0,42	1,21 \pm 0,61*
Final Lg	59,97 \pm 16,27*	0,34 \pm 0,44	1,09 \pm 1,18*
Final Hr	48,73 \pm 7,02*	0,19 \pm 0,26	0,38 \pm 0,25*
Final Lg+Hr	62,14 \pm 6,89*	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00
MMS	55,54 \pm 1,41*	0,82 \pm 0,29*	5,89 \pm 1,76*

* Diferencias significativas con respecto al control negativo ($p < 0,05$) mediante la prueba de Kruskal-Wallis.

Durante el ensayo se observó un desarrollo significativo del perifiton adherido a las láminas acrílicas utilizadas como sustrato artificial, siendo la concentración media final de clorofila a, hasta 9,75 veces la concentración inicial (**Fig. 4.14**) y el peso seco libre de cenizas (PSLC), que representa la fracción orgánica del perifiton, hasta 4,60 veces el inicial (**Fig. 4.15**). No se encontraron diferencias significativas entre tratamientos para ninguna de las variables determinadas en el perifiton (**Figs. 4.14 y 4.15**).

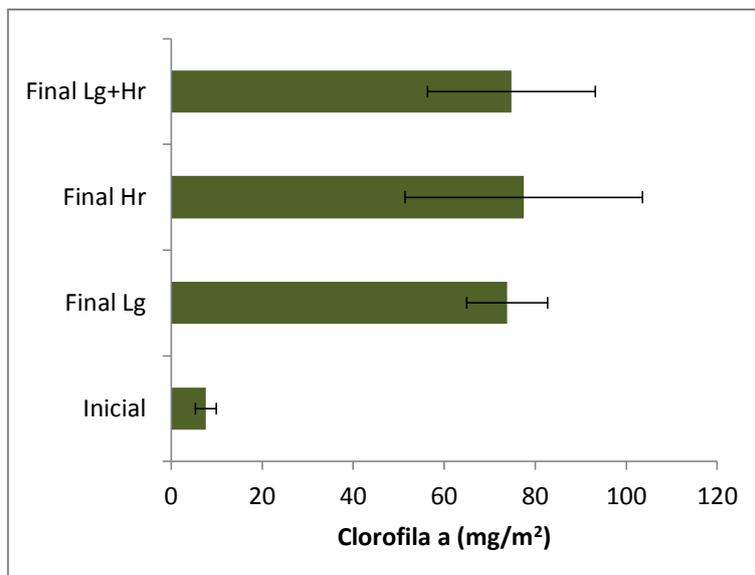


Figura 4.14. Bioensayo IV: concentraciones iniciales y finales de clorofila en el perifiton, en el tratamiento con *L. gibba* (tratamiento Lg), *H. ranunculoides* (tratamiento Hr) y ambas especies (tratamiento Lg+Hr).

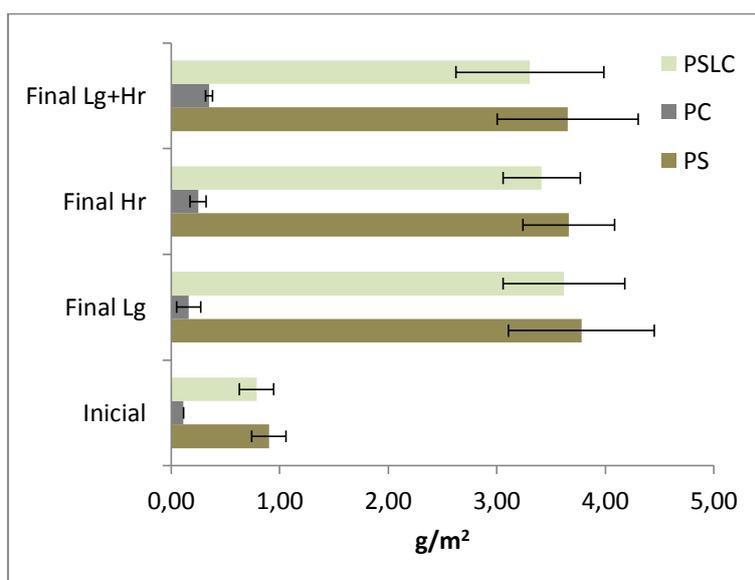


Figura 4.15. Bioensayo IV: valores iniciales y finales de PSLC, PC y PS en el perifiton, en el tratamiento con *L. gibba* (tratamiento Lg), *H. ranunculoides* (tratamiento Hr) y ambas especies (tratamiento Lg+Hr).

Según los índices de Lakatos, el perifiton resultó autotrófico, orgánico y tuvo una productividad baja tanto al inicio como al final del ensayo (**Tabla 4.3**). Los valores del IA mayores a 100 indican una mayor proporción de heterótrofos (principalmente bacterias) en el inicio revelando una comunidad perifítica típica de ambientes

eutrofizados con elevada carga de materia orgánica. El índice autotrófico decreció al finalizar el ensayo en todos los tratamientos, lo cual revela la disminución de organismos heterótrofos y/o detritus orgánico y un aumento de los organismos autótrofos que se vieron favorecidos por la mayor iluminación y la presencia de plantas. Por otro lado, los mayores valores de PS y PSLC al finalizar el ensayo indican un grado más avanzado de depuración del agua residual al disminuir la polución orgánica.

Tabla 4.3. Tipificación de la comunidad perifítica desarrollada sobre láminas acrílicas durante el bioensayo IV, mediante los índices de Lakatos (Lakatos 1989) (Lm, LCloA y Lc) y el índice autotrófico (IA) (APHA *et al.*, 1992). Au: autotrófico; Or: orgánico.

Tratamiento	Índices						
	Lm		LCloA		Lc		IA
	Valor (mg PS /cm ²)	Tipo	Valor (%)	Tipo	Valor (%)	Tipo	
Inicial	0,1 ± 0,0	Baja	1,0 ± 0,1	I (Au)	13 ± 2	IV (Or)	105 ± 10
Final Lg	0,4 ± 0,1	Baja	2,1 ± 0,2	I (Au)	4 ± 2	IV (Or)	49 ± 4
Final Hr	0,4 ± 0,0	Baja	2,2 ± 0,5	I (Au)	7 ± 1	IV (Or)	46 ± 11
Final Lg+Hr	0,4 ± 0,1	Baja	2,3 ± 0,1	I (Au)	10 ± 3	IV (Or)	44 ± 2

Bioensayo V

Según la caracterización fisicoquímica de las muestras de agua colectadas en los sitios CA y CC (**Fig. 4.16**) existió un incremento de los SST y una merma en el valor de OD en la desembocadura del canal a cielo abierto en el arroyo La Choza. En relación a la composición iónica, existió un incremento notorio en la concentración de Cl^- y HCO_3^- , mientras que la concentración de SO_4^{2-} disminuyó espacialmente con el ingreso de las aguas del canal. Las muestras de agua pueden clasificarse como “levemente duras” ([Conzonno, 2009](#)) ya que los valores de dureza resultaron 108 y 112 mg/l en CA y CC, respectivamente (**Fig. 4.16**).

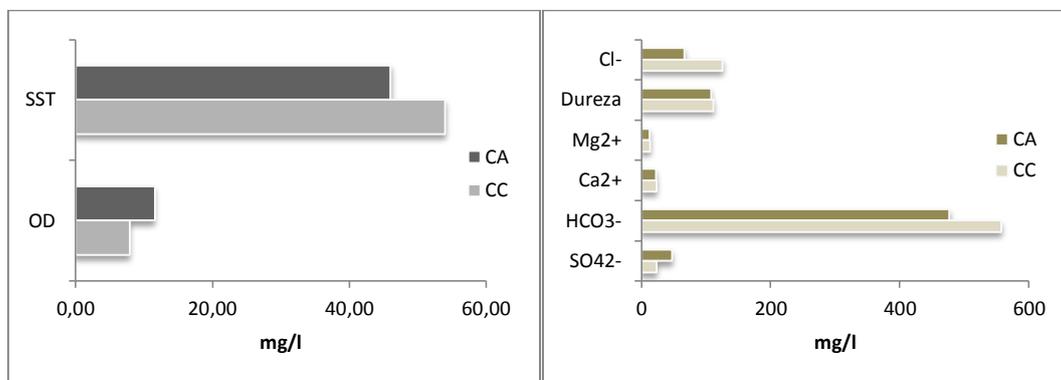


Figura 4.16. Concentraciones de SST y OD (izquierda) y macroiones y dureza (derecha) determinadas en dos sitios de muestreo (CA y CC) de la cuenca del arroyo La Choza.

Las concentraciones de NID y N-NH_4^+ en el sitio CC resultaron 25 y 41 veces respectivamente la concentración determinada aguas arriba del ingreso del afluente, en el sitio CA. Las concentraciones de N-NO_2^- y N-NO_3^- en ambos sitios resultaron bajas, con un incremento de N-NO_2^- y una merma de N-NO_3^- en CC con respecto a CA (**Fig. 4.17**). En el sitio CA, la relación $\text{N-NH}_4^+/\text{NID}$ resultó 0,615 mientras que en CC fue 0,986.

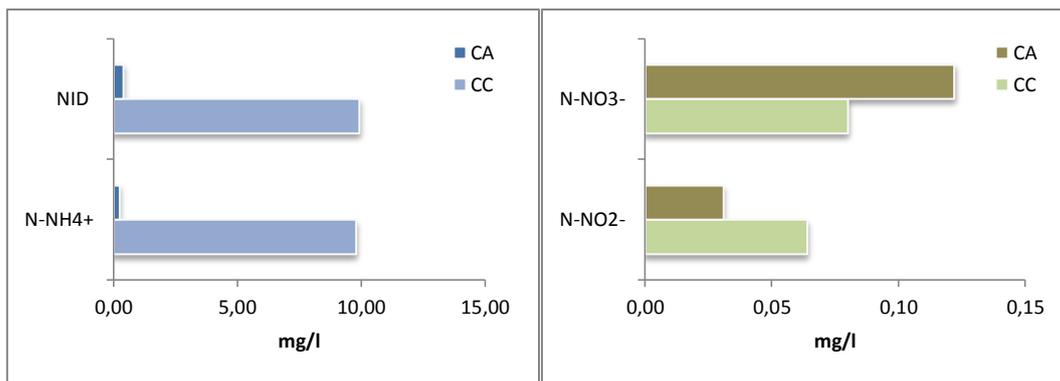


Figura 4.17. Concentraciones de N-NH_4^+ y NID (izquierda) y N-NO_2^- y N-NO_3^- (derecha) determinadas en dos sitios de muestreo (CA y CC) de la cuenca del arroyo La Choza.

Al igual que en el caso de N-NH_4^+ y NID, las concentraciones de PRS y Pt se incrementaron notoriamente en el sitio CC (**Fig. 4.18**), con factores de 2,6 y 3,5 respectivamente. No ocurrió lo mismo en el caso de la materia orgánica ya que en términos de COT, COD o COP, los valores en ambos sitios fueron muy similares (**Fig. 4.18**). Todos los indicadores microbiológicos de contaminación fecal se incrementaron en la desembocadura del afluente (CC) con respecto a los valores aguas arriba (CA) (**Fig. 4.19**). Aunque la información corresponde a una única fecha de muestreo, dado el incremento espacial tan notorio de las concentraciones de N-NH_4^+ , NID, PRS y Pt, e indicadores de contaminación fecal, existen evidencias suficientes para sospechar que este afluente sea una de las principales fuentes de contaminación por N y P en la cuenca media-baja del arroyo La Choza.

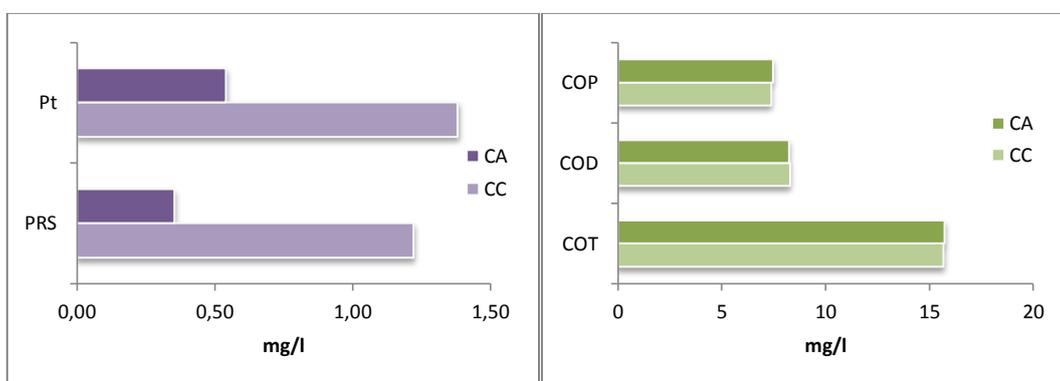


Figura 4.18. Concentraciones de Pt y PRS (izquierda) y COP, COD y COT (derecha) determinadas en dos sitios de muestreo (CA y CC) de la cuenca del arroyo La Choza.

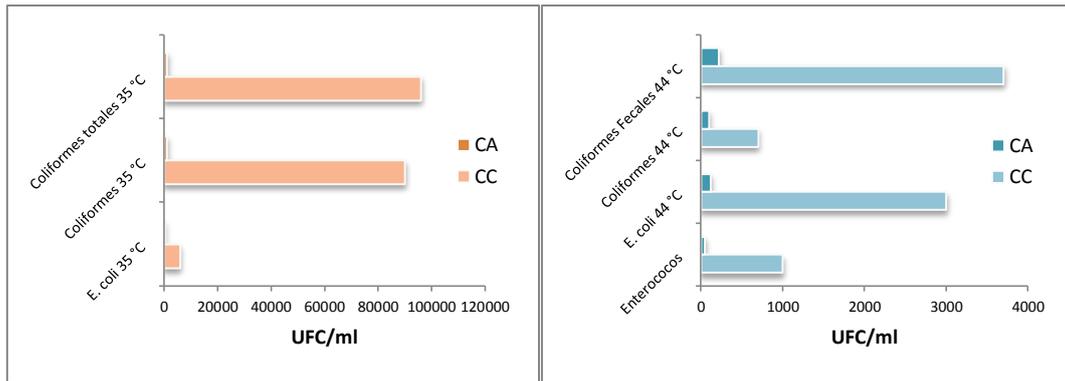


Figura 4.19. Indicadores microbiológicos de calidad de agua a 35 °C (izquierda) y 44 °C (derecha) determinados en dos sitios de muestreo (CA y CC) de la cuenca del arroyo La Chozza.

El pH del agua residual se incrementó a lo largo del tiempo en todos los tratamientos del bioensayo V, alcanzando un valor medio máximo de 9,17 en el tratamiento en ausencia de *H. ranunculoides*, en condiciones de iluminación (tratamiento Ai, Fig. 4.20) debido al notorio incremento de la biomasa algal en todos los tratamientos pero especialmente en Ai. La CE permaneció con pocas variaciones a lo largo del tiempo en el tratamiento Ao y se incrementó en los tratamientos restantes, alcanzando un valor promedio máximo de 1359 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el tratamiento con *H. ranunculoides* (Fig. 4.21), debido a la mayor evapotranspiración.

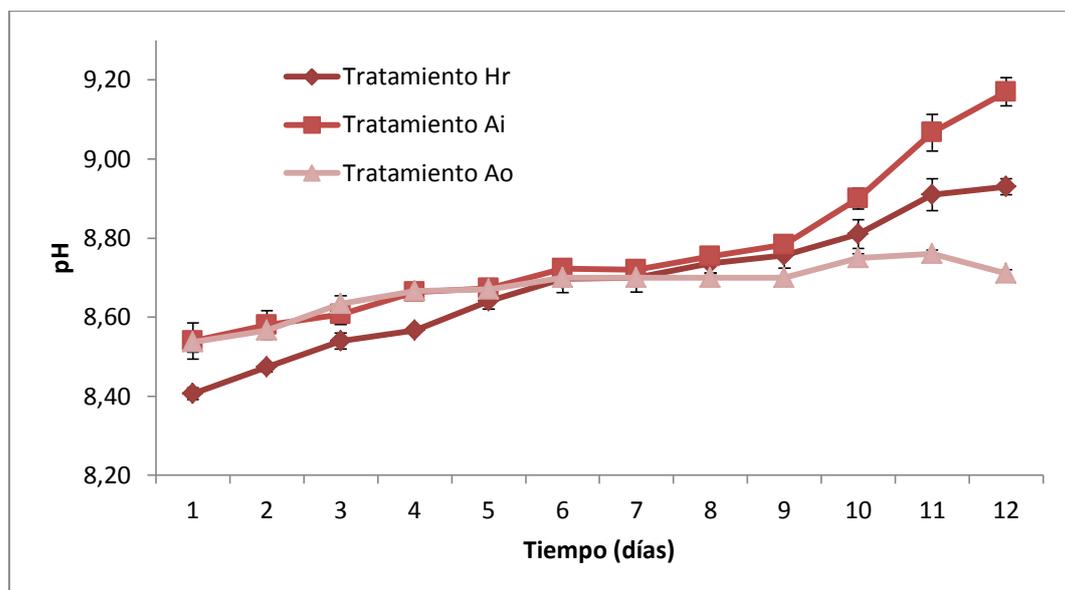


Figura 4.20. Valores de pH durante el bioensayo V, en el tratamiento con *H. ranunculoides* (tratamiento Hr), en ausencia de la especie en condiciones de iluminación (Ai) y en ausencia de la especie en condiciones de oscuridad (tratamiento Ao).

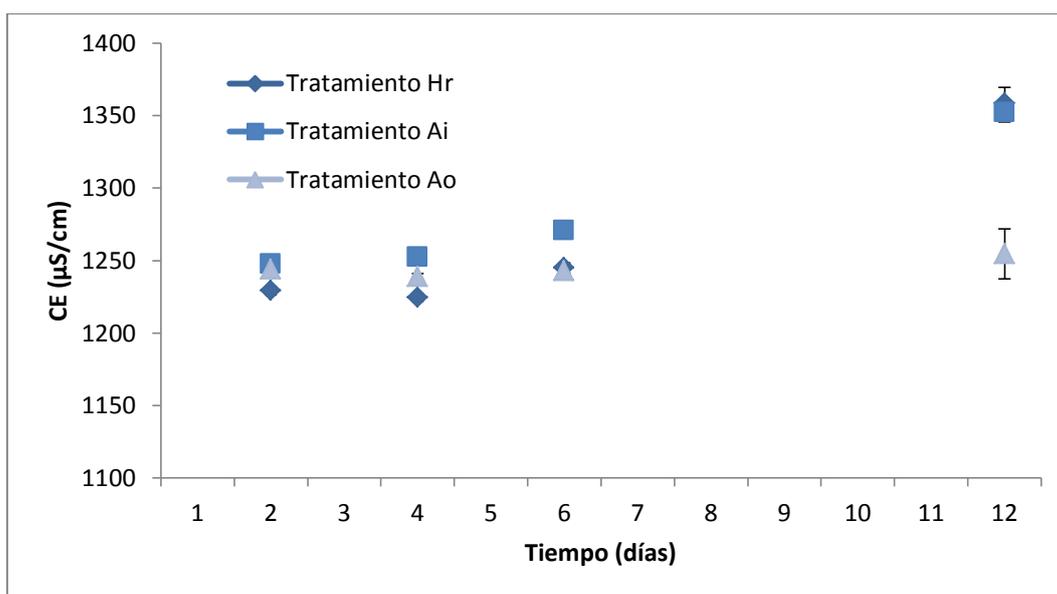


Figura 4.21. Valores de CE durante el bioensayo V, en el tratamiento con *H. ranunculoides* (tratamiento Hr), en ausencia de la especie en condiciones de iluminación (Ai) y en ausencia de la especie en condiciones de oscuridad (tratamiento Ao).

Los valores de OD fueron similares en todos los tratamientos durante los primeros 10 días, luego se observaron valores superiores en el tratamiento Ai, poniendo de relieve la incidencia de las algas del fitoplancton y perifiton en la oxigenación de las aguas. En todos los casos, los valores de OD fueron superiores a 6,57 mg/l (**Fig. 4.22**).

Las cargas medias finales de SST, N-NH₄⁺, NID, Pt, COT, COD y COP resultaron inferiores a las iniciales en todos los tratamientos. Existieron diferencias significativas ($p < 0,05$) o altamente significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos para la mayoría de las variables, con excepción de COT, COP y COT. La menor cantidad de SST en el final del ensayo se encontró en el tratamiento Ao, con un porcentaje de remoción del $84,9 \pm 0,9$ % (**Tabla 4.4**). La remoción de N-NH₄⁺ y NID fue casi completa en los tratamientos Hr y Ai.

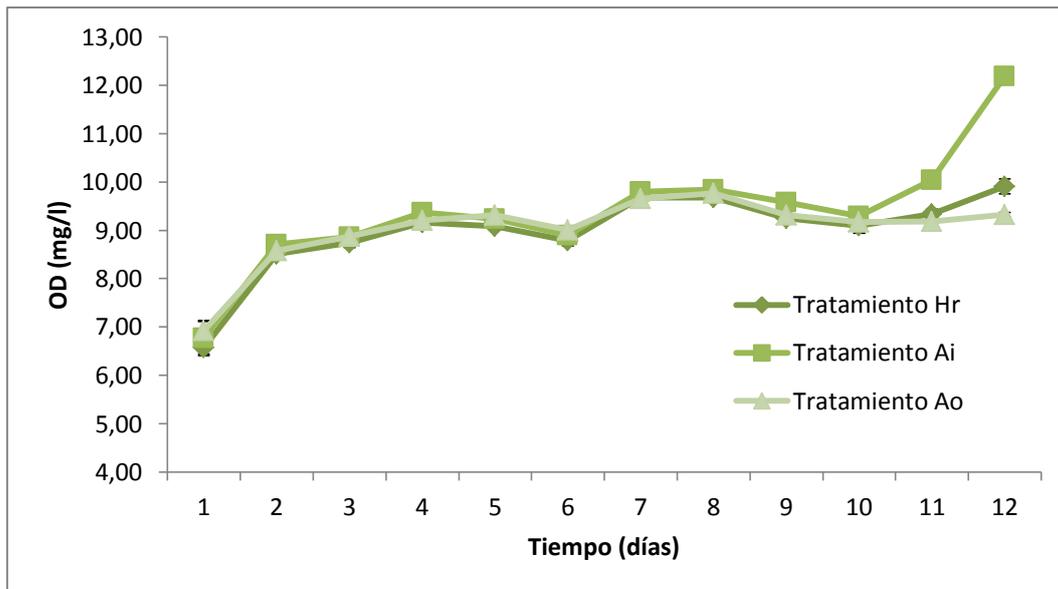


Figura 4.22. Valores de OD durante el bioensayo V, en el tratamiento con *H. ranunculoides* (tratamiento Hr), en ausencia de la especie en condiciones de iluminación (Ai) y en ausencia de la especie en condiciones de oscuridad (tratamiento Ao).

Según las comparaciones *post hoc* de Tukey para las variables $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$, NID, PRS y Pt existieron dos grupos homogéneos, uno de ellos formado por los tratamientos en presencia de luz y vegetación Hr y Ai y otro por el tratamiento Ao en oscuridad. Por lo tanto, puede inferirse que la remoción biológica de estos nutrientes se debe principalmente al desarrollo de organismos fotosintéticos del plancton y el perifiton y en menor medida a la presencia de la macrófita estudiada. La eficiencia de remoción de nutrientes obtenida fue mucho mayor en los ensayos iluminados.

El valor inicial de la concentración de SST en el agua residual fue 20 mg/l. Por efecto de la sedimentación, se observó una disminución importante en esta variable en todos los tratamientos al final del ensayo, resultando más notoria en el tratamiento Ao (3 mg/l, **Fig. 4.23**). En este caso, la ausencia de plantas y la presencia limitada de algas a causa de la menor intensidad de luz, determinó una concentración más baja de sólidos en suspensión.

Tabla 4.4. Valores iniciales y finales de las cargas de SST y nutrientes en los tratamientos Hr (con individuos de *H. ranunculoides*), Ai (ausencia de la especie, en condiciones de iluminación) y Ao (ausencia de la especie, en condiciones de oscuridad) correspondientes al Bioensayo V, con detalle de los *p*-valores (ANOVA) y porcentajes de remoción (%R) por variable.

Variable	Tratamiento	Valor inicial (mg)	Valor final (mg)	<i>p</i> -valor	%R
SST	Hr		25 ± 4 a		75,3 ± 3,6
	Ai	100	19 ± 3 ab	0,017*	81,1 ± 2,8
	Ao		15 ± 1 b		84,9 ± 0,9
N-NH ₄ ⁺	Hr		0,05 ± 0,03 a		100,0 ± 0,0
	Ai	98,56	0,04 ± 0,00 a	0,000**	100,0 ± 0,0
	Ao		18,51 ± 2,13 b		81,2 ± 2,2
N-NO ₂ ⁻	Hr		0,01 ± 0,00 a		86,9 ± 2,6
	Ai	0,11	0,54 ± 0,40 a	0,000**	+
	Ao		6,47 ± 0,33 b		+
N-NO ₃ ⁻	Hr		0,24 ± 0,13 a		7,7 ± 50,0
	Ai	0,27	0,95 ± 0,52 a	0,000**	+
	Ao		9,88 ± 3,28 b		+
NID	Hr		0,31 ± 0,14 a		99,7 ± 0,1
	Ai	98,94	1,53 ± 0,91 a	0,000**	98,5 ± 0,9
	Ao		34,86 ± 5,54 b		64,8 ± 5,6
PRS	Hr		7,61 ± 0,87 a		24,8 ± 8,6
	Ai	10,11	8,28 ± 0,33 a	0,001**	18,2 ± 3,2
	Ao		11,00 ± 0,39 b		+
Pt	Hr		7,43 ± 0,67 a		40,2 ± 5,4
	Ai	12,41	8,21 ± 0,34 a	0,000**	33,9 ± 2,7
	Ao		10,94 ± 0,13 b		11,8 ± 1,0
COT	Hr		51,5 ± 3,0 a		33,4 ± 3,9
	Ai	77,4	49,2 ± 7,7 a	0,464	36,4 ± 10,0
	Ao		46,3 ± 1,1 a		40,1 ± 1,4
COD	Hr		31,6 ± 2,9 a		10,6 ± 8,3
	Ai	35,3	31,6 ± 1,4 a	0,636	10,5 ± 4,1
	Ao		29,3 ± 4,6 a		17,1 ± 13,1
COP	Hr		19,9 ± 5,3 a		52,6 ± 12,5
	Ai	42,1	17,6 ± 7,2 a	0,793	58,2 ± 17,0
	Ao		17,0 ± 3,5 a		59,5 ± 8,4

El asterisco (*) indica diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) o altamente significativas (**) ($p < 0,01$) entre las cargas finales de los tratamientos Hr, Ai y Ao. Las letras iguales (a y b) indican la pertenencia a grupos homogéneos según la comparación *post hoc* de Tukey ($p < 0,05$). El signo + indica que existió un incremento de la carga con respecto al valor inicial.

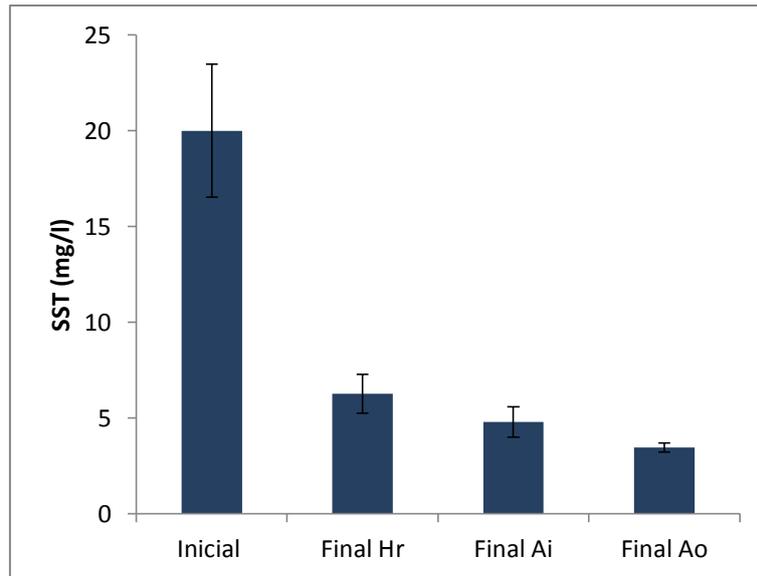


Figura 4.23. Bioensayo V: concentraciones iniciales y finales de SST en el agua residual, en el tratamiento con *H. ranunculoides* (tratamiento Hr), en ausencia de la especie en condiciones de iluminación (tratamiento Ai) y en ausencia de la especie en condiciones de oscuridad (Ao).

En el final del ensayo, en los tratamientos Hr y Ai se observaron reducciones muy importantes en las concentraciones de N-NH_4^+ y NID con respecto a las concentraciones iniciales de 19,71 y 19,79 mg/l, respectivamente (**Fig. 4.24**). En el tratamiento sin *H. ranunculoides*, en oscuridad (tratamiento Ao), se observaron reducciones inferiores en las concentraciones de ambas variables. En los tratamientos Hr y Ai, la presencia de *H. ranunculoides* y algas favoreció la nitrificación del N-NH_4^+ y la posterior absorción de nitratos. En el tratamiento Ao la nitrificación del N-NH_4^+ fue menor por el menor tenor de oxígeno disuelto y sin embargo, los valores finales de las concentraciones de N-NO_2^- y N-NO_3^- fueron superiores (**Fig. 4.24**) porque existieron pocos organismos capaces de utilizar estas formas de N como nutrientes.

En el tratamiento Hr las concentraciones de PRS y Pt disminuyeron a partir de valores iniciales de 2,02 mg/l y 2,48 mg/l respectivamente (**Fig. 4.25**). En los tratamientos restantes, la concentración final de PRS resultó superior a la inicial, alcanzando un valor medio de 2,53 mg/l en el tratamiento Ao (**Fig. 4.25**). La concentración de Pt disminuyó en el tratamiento Ai y se incrementó en el tratamiento Ao, alcanzando valores finales de 2,08 mg/l y 2,51 mg/l, respectivamente (**Fig. 4.25**). Cabe señalarse el rápido *turnover* del P en sistemas cerrados como el de los ensayos, por el cual si bien ocurre una

absorción de P y una deposición del mismo en el fondo de los recipientes, la liberación por cambios en potencial redox o por descomposición compensa las pérdidas.

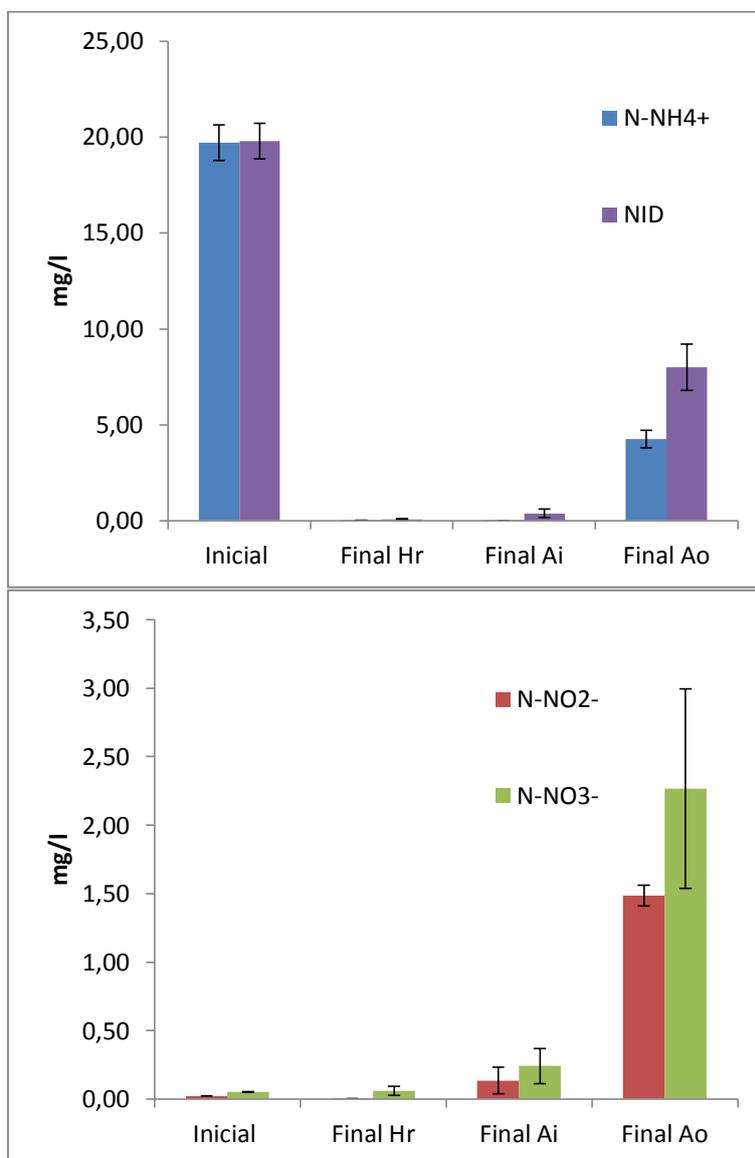


Figura 4.24. Bioensayo V: concentraciones iniciales y finales de N-NH₄⁺ y NID (arriba) y N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻ (abajo) en el agua residual, en el tratamiento con *H. ranunculoides* (tratamiento Hr), en ausencia de la especie en condiciones de iluminación (tratamiento Ai) y en ausencia de la especie en condiciones de oscuridad (Ao).

Las concentraciones medias finales de COT fueron inferiores a la inicial (15 mg/l) en todos los tratamientos, alcanzando valores de 13 mg/l (tratamiento Hr), 12 mg/l (tratamiento Ai) y 11 mg/l (tratamiento Ao) (**Fig. 4.26**). Estas reducciones se deben a un decrecimiento de las concentraciones de COP, dado que las concentraciones de la

fracción disuelta de carbono orgánico (COD) fueron similares a la inicial (7 mg/l) en todos los tratamientos, principalmente por deposición del material particulado.

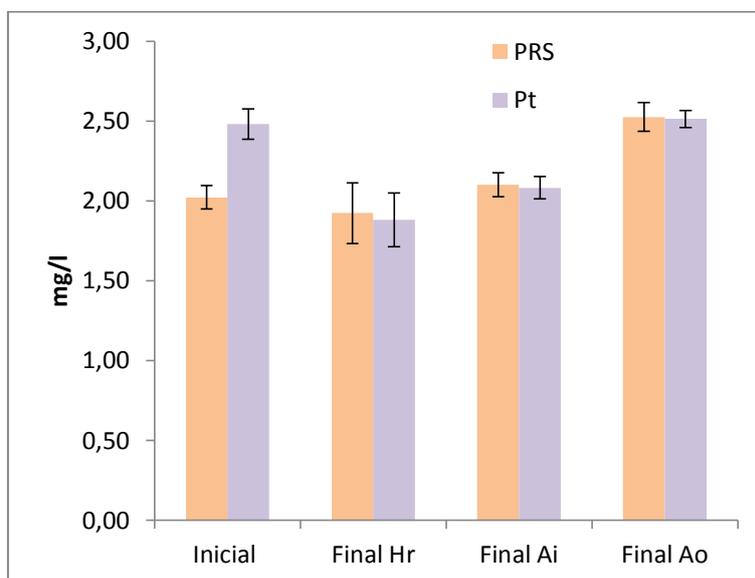


Figura 4.25. Bioensayo V: concentraciones iniciales y finales de PRS y Pt en el agua residual, en el tratamiento con *H. ranunculoides* (tratamiento Hr), en ausencia de la especie en condiciones de iluminación (tratamiento Ai) y en ausencia de la especie en condiciones de oscuridad (Ao).

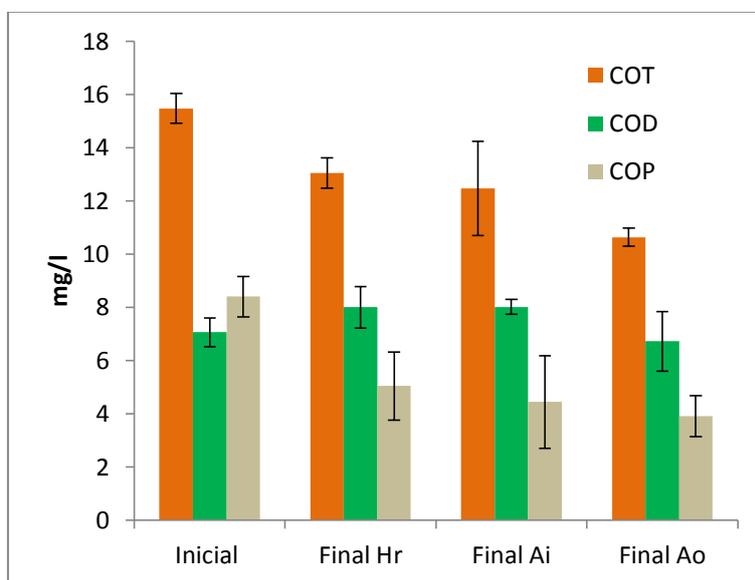


Figura 4.26. Bioensayo V: concentraciones iniciales y finales de COT, COD y COP en el agua residual, en el tratamiento con *H. ranunculoides* (tratamiento Hr), en ausencia de la especie en condiciones de iluminación (tratamiento Ai) y en ausencia de la especie en condiciones de oscuridad (Ao).

La biomasa inicial de plantas fue $37,1 \pm 5,1$ g PF. La RGR calculada a partir de la biomasa fue muy baja ($0,007 \text{ g g}^{-1} \text{ d}^{-1}$), aunque en términos de cantidad de hojas resultó superior ($0,021 \text{ d}^{-1}$).

Con respecto a la variación temporal de coliformes termotolerantes y enterococos, se observó un descenso paulatino de la carga microbiana tanto en el control de agua residual sin recirculación, como en los tratamientos, con valores finales medios en el rango de 16 – 146 UFC/ml para los coliformes (**Fig. 4.27**) y 3 – 597 UFC/ml para los enterococos (**Fig. 4.28**). En ambos indicadores de contaminación fecal, la mayor reducción se observó en los primeros días, siendo más importante en el caso de los coliformes. La reducción del nivel de enterococos se ajustó a una cinética de 1° orden (**Fig. 4.28**). [Brix \(1993\)](#) señala que entre los mecanismos involucrados en la remoción de patógenos de aguas residuales domésticas está la deposición y posterior muerte, y la excreción de antibióticos por las raíces de las plantas acuáticas que crecen en humedales construidos para el tratamiento de estas aguas.

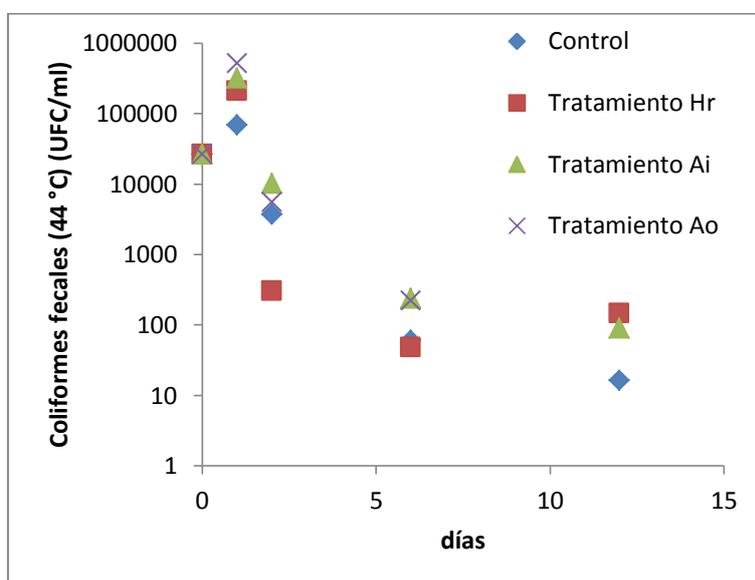


Figura 4.27. Bioensayo V: valores medios de la carga de coliformes totales (coliformes + *E. coli*) a 44 °C en el agua residual a lo largo del tiempo, en el tratamiento con *H. ranunculoides* (tratamiento Hr), en ausencia de la especie en condiciones de iluminación (tratamiento Ai) y en ausencia de la especie en condiciones de oscuridad (Ao). Se utilizó un control de agua residual sin recirculación. Escala logarítmica.

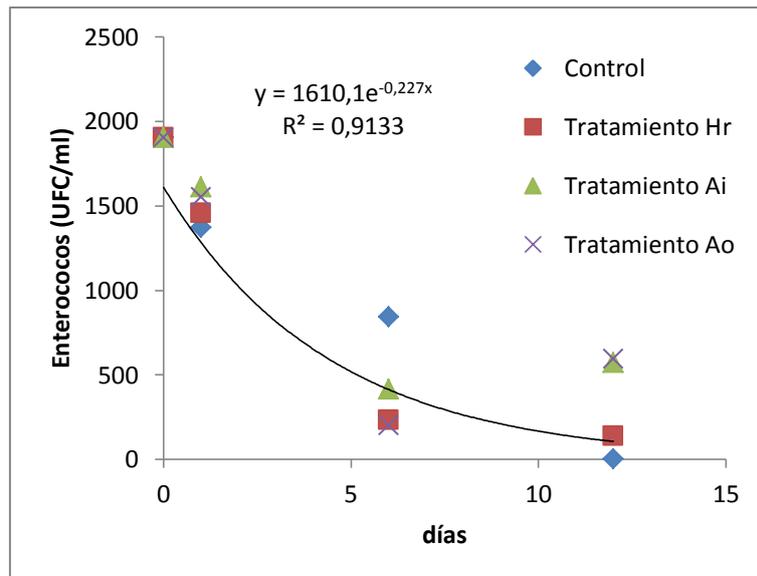


Figura 4.28. Bioensayo V: valores medios de la carga de enterococos en el agua residual a lo largo del tiempo, en el tratamiento con *H. ranunculoides* (tratamiento Hr), en ausencia de la especie en condiciones de iluminación (tratamiento Ai) y en ausencia de la especie en condiciones de oscuridad (Ao). La curva graficada corresponde a una cinética de 1° orden para el tratamiento Hr. Se utilizó un control de agua residual sin recirculación.

No se registraron diferencias notorias entre los tratamientos con cultivos puros o mixtos de ambas macrófitas. Por lo tanto es recomendable el tratamiento en humedales artificiales o naturales de las aguas estudiadas utilizando ambas macrófitas porque la presencia de ambas no perjudica la remoción, más aún, para ciertas variables la potencia. Asimismo, dado que la competencia entre especies se encuentra posiblemente influenciada por la condición del medio, pudiendo modificarse la interacción entre especies frente a distintas disponibilidades de nutrientes, esto promueve la existencia de ciclos en los cuales predominan una especie u otra especie, por lo tanto la presencia de ambas especies, asegura el mantenimiento del tratamiento durante todo el año.

Los resultados de la prueba con *A. cepa* indican que existieron diferencias significativas ($p < 0,05$) en el índice mitótico (IM), la frecuencia de aberraciones cromosómicas (AC) y la frecuencia de micronúcleos (MN) entre el control positivo y el control negativo, y entre el agua residual mixta y el control negativo, indicando la fitotoxicidad del agua residual. Los efluentes cloacales no solo presentan materia orgánica, sales, nutrientes y microorganismos, también contienen metales y contaminantes emergentes, muchos de ellos tóxicos.

Tabla 4.5. Índice mitótico (IM), frecuencia de aberraciones cromosómicas (AC), frecuencia de micronúcleos (MN) en 5000 células analizadas (media \pm desvío estándar) de células meristemáticas de *Allium cepa* expuestas a la muestra de agua residual mixta (cloacal), al control negativo y a la solución de metilmetansulfonato (MMS).

Tratamiento	IM	AC	MN
Control Negativo	58,96 \pm 5,06	0,02 \pm 0,06	0,60 \pm 0,24
Agua residual mixta	73,69 \pm 4,16*	0,16 \pm 0,08*	4,05 \pm 1,44*
MMS	61,80 \pm 3,78*	0,97 \pm 0,70*	6,25 \pm 2,92*

* Diferencias significativas con respecto al control negativo ($p < 0,05$) mediante la prueba de Kruskal-Wallis.

PARTE III. Propuestas de gestión.



CAPÍTULO 5.

Pautas de gestión y preservación de los ambientes acuáticos en cuencas de la llanura pampeana

INTRODUCCIÓN

En los ambientes rurales y periurbanos de la región pampeana las principales amenazas a la preservación y uso sustentable de los ambientes acuáticos son la intensificación del uso del suelo, la existencia de múltiples fuentes de contaminación hídrica y la modificación física y biológica de los ecosistemas ribereños. Las zonas riparias tienen un alto potencial para regular los flujos de agua, nutrientes y contaminantes en la cuenca, pero al mismo tiempo son afectados por procesos fluviales tales como inundación y sedimentación, típicamente soportan una flora distintiva que difiere en la estructura y función de la vegetación terrestre adyacente (Naiman y Dècamps, 1997) y resultan directamente afectados por la intensificación del uso del suelo. La integración y la armonización de los procesos hidrológicos y ecológicos, es la clave para cualquier desarrollo sostenible. Por lo tanto, el empleo de un enfoque ecohidrológico como elemento integrador junto con la aplicación de fitotecnologías como la fitorremediación proveen herramientas que contribuyen al manejo integrado de ambientes acuáticos, incluyendo procesos ecológicos e hidrológicos (Ligdi *et al.*, 2010).

El objetivo de este capítulo es brindar algunas pautas de gestión del recurso hídrico en la cuenca alta del Río Reconquista, que abarca los municipios de Gral. Las Heras, Gral. Rodríguez, Luján, Marcos Paz, Merlo y Moreno. Este objetivo es coincidente con el establecido en la Ley 12.653 de la Provincia de Buenos Aires para el Comité de Cuenca del Río Reconquista (COMIREC). Asimismo, estas pautas pueden ser aplicadas en cuencas hidrológicas similares de la región pampeana, tales como la cuenca del Río Matanza-Riachuelo o la cuenca del Río Luján.

CONFLICTOS DE GESTIÓN Y PROPUESTAS DE ABORDAJE

La **Tabla 5.1** contiene una lista de los principales conflictos de gestión del recurso hídrico detectados y algunas propuestas generales para el abordaje de cada uno de ellos. Estas propuestas se basan en la información obtenida a partir del presente trabajo de tesis, incorporando además el aporte de otros investigadores que han trabajado en la cuenca o en cuencas próximas de características similares y trabajos internacionales de referencia.

Tabla 5.1. Conflictos de gestión del recurso hídrico detectados en la cuenca alta del Río Reconquista (CARR) y propuestas de abordaje. En gris: propuestas surgidas a partir de la información provista por el presente trabajo de tesis.

Conflicto de gestión del recurso hídrico	Propuestas
Inexistencia de una base de datos integrada sobre el estado ambiental de la cuenca	Crear un sistema de información geográfica (SIG) actualizado e integrado, con información relevante para la gestión de la CARR sobre usos del suelo, red hidrológica, sectores bajos o inundables, topografía, pendientes, geomorfología, tipos de suelo, estado de conservación de las riberas, calidad del agua en cada cuerpo de agua, localización de industrias, localización de las plantas de tratamiento de efluentes municipales, localización de fuentes puntuales y difusas de contaminación hídrica, entre otros. (Basílico, 2008).
Escasa información hidrometeorológica disponible	Establecer al menos una estación meteorológica con pluviómetro en cada municipio. Crear estaciones de aforos en los principales cursos de agua del área: Río Reconquista, arroyo La Horqueta, arroyo Durazno Chico, arroyo Durazno, arroyo La Choza, arroyo Arias. Incorporar la información actualizada al SIG. (Basílico, 2008).
Inexistencia de un consejo consultivo específico para la cuenca alta	Crear un consejo consultivo integrado por representantes de universidades e institutos de investigación (Museo Argentino de Ciencias Naturales (CONICET), Universidad Nacional de Luján, Universidad Nacional de General Sarmiento, Universidad Nacional de Moreno, etc.), que asesore al comité de cuenca alta de la COMIREC en relación a la problemática hídrica.
Falta de interacción entre los municipios que integran la CARR	Coordinar acciones conjuntas de manejo en el ámbito de territorios compartidos como el Embalse Roggero. Constituir un fondo común de recursos (tecnológicos, económicos, etc.) para el desarrollo de las actividades de manejo más urgentes.
Falta de un plan de manejo integral	Elaborar un plan de manejo integral del recurso hídrico en la cuenca alta del Río Reconquista que incluya visiones e intereses de la COMIREC, del Organismo Provincial para el Desarrollo

	Sostenible (OPDS) de la Provincia de Buenos Aires, de los municipios de la cuenca, de las asociaciones civiles, de instituciones educativas y el público en general, entre otros actores.
Falta de zonificación	Discutir, diseñar y definir la zonificación del área, estableciendo áreas de uso público, de conservación biológica, turísticas, industriales, etc. La información generada debería estar incluida en el plan de manejo y disponible para el público general.
Carencia de una definición de usos del recurso hídrico en la CARR	Establecer usos para los cuerpos de agua superficiales y las aguas subterráneas, en conjunto con el consejo consultivo y los organismos de investigación interesados. Establecer estrategias, acciones, técnicas y plazos de adecuación en aquellas situaciones donde la calidad del agua no responda al uso establecido como meta.
Falta de acceso público a la información ambiental	Garantizar el acceso público al SIG, al plan de manejo y a todo documento de importancia, al menos desde las páginas web de la COMIREC, de la OPDS y de cada uno de los municipios que conforman la cuenca alta.
Inexistencia de un plan de monitoreo integral de la contaminación hídrica	En concordancia a las recomendaciones del consejo consultivo, establecer una red de monitoreo para la CARR, garantizando la publicación periódica de los resultados y su integración al SIG. Crear caminos de sirga para garantizar el acceso a sitios potencialmente contaminados y la toma de muestras.
Control escaso o inexistente de las fuentes de contaminación hídrica por parte del estado	Realizar un control periódico de las industrias y establecimientos agroindustriales, agrícolas y ganaderos ubicados en la CARR, en especial aquellas industrias con antecedentes desfavorables y/o clausuras (por ejemplo algunas de las establecidas sobre la Ruta Provincial 24). Establecer un sistema informático y telefónico para realizar denuncias anónimas simultáneas ante el OPDS, la COMIREC y el municipio correspondiente, en casos de vertido clandestino de efluentes, usos no permitidos según la zonificación, etc. Publicar las acciones realizadas y los

	resultados en las páginas web correspondientes, con el seguimiento realizado por el/los organismo/s interviniente/s. (Basílico, 2008).
Contaminación hídrica asociada al vertido de efluentes municipales, de urbanizaciones y barrios cerrados, agroindustriales, industriales y otros	Realizar el diagnóstico de la situación en términos de concentraciones, cargas y capacidad de autodepuración del cuerpo receptor, a cargo del productor. Por parte del organismo interviniente, aplicar el instrumento legal correspondiente según la gravedad de la situación. Crear comisiones especiales con los actores involucrados para la discusión de las alternativas de remediación y saneamiento, a cargo del infractor. Incentivar el uso de tecnologías convencionales de tratamiento y tecnologías emergentes como la fitorremediación. (Arreghini, 2008 ; Basílico et al., 2012 ; Basílico et al., 2013 ; de Cabo et al., 2009 ; Lombardo et al., 2010 ; Ossana, 2011).
Contaminación hídrica difusa asociada a la actividad agropecuaria	Elaborar un manual de manejo de la contaminación difusa disponible para productores agropecuarios. Entre las recomendaciones que debería incluir, se encuentran: evitar exceso de fertilización; aplicar fertilizantes en zona de raíces controlando el tiempo de aplicación; no aplicar fertilizantes ni pesticidas en días con pronósticos de lluvias ni cuando el suelo se encuentre cercano a la capacidad de campo; evitar el sobrepastoreo; conservar las zonas ribereñas como <i>buffers</i> . Crear incentivos económicos para la producción orgánica de hortalizas y otros cultivos. Restringir la aplicación de glifosato, dada su toxicidad probada. (de Cabo et al., 2010 ; Vilches, 2011 ; Vilches et al., 2011).
Contaminación de las aguas subterráneas con nitratos y microorganismos patógenos asociada a la actividad agroganadera	Elaborar un manual para productores agrícolas y ganaderos de la CARR con información sobre los tipos de suelo de la región y los requerimientos nutricionales de cada cultivo o pastura para evitar exceso de fertilización, como así también las alternativas existentes para el tratamiento de los efluentes y su correcta disposición. (Vilches, 2011).

Contaminación de las aguas subterráneas asociada a la ausencia de redes sanitarias y/o a redes cloacales deterioradas	Solicitar un diagnóstico del estado de las redes cloacales a las empresas encargadas de los servicios sanitarios. En los sectores urbanos de cada municipio de la CARR, ampliar la extensión de las redes sanitarias, previendo la ampliación futura de las mismas por incremento de la población. En los sectores semi-urbanizados distantes, además de estudiar la factibilidad de la conexión con las redes existentes, debería elaborarse un manual con recomendaciones para la desinfección del agua de consumo y alternativas de tratamiento y disposición de los efluentes, disponible por Internet y en formato impreso. (Herrero, 2006).
Mal funcionamiento de plantas de tratamiento de efluentes	Solicitar a las empresas encargadas del servicio de tratamiento de efluentes municipales el diagnóstico actual del funcionamiento de cada planta y la descripción de los problemas operativos que existieran. Elaborar un plan de acondicionamiento de las instalaciones y/o procesos, en los casos de fallas.
Acopio inadecuado de residuos sólidos de origen agrícola e industrial	Elaborar un plan de gestión de los residuos sólidos agrícolas e industriales, con recomendaciones particulares según el tipo de actividad. Exigir la adecuación de cada establecimiento a los lineamientos generales de este plan. Publicar los resultados y avances de gestión en los medios habituales (Internet, cartillas, folletos, etc.).
Degradación del paisaje fluvial y del entorno del Embalse	Construcción de pasarelas y miradores para avistaje de aves. Construcción de recreos y espacios verde públicos cercanos a las riberas. Restauración ecológica de los ambientes degradados de uso público. (Burgueño, 2003).
Degradación de los ecosistemas acuáticos y ribereños	Restaurar los ambientes degradados desde el punto de vista físico y biológico. Eliminar especies vegetales exóticas, en particular la “acacia negra” (<i>Gleditsia triacanthos</i>), e incorporar especies nativas. Incorporar los agroecosistemas característicos de la región, como corredores biológicos. Financiar investigaciones sobre alternativas de control de la acacia negra. Evitar el acceso del

	ganado a la zona de ribera. Mantener la zona de riberas libre de labranzas. (Faggi <i>et al.</i> , 1999; Gantes <i>et al.</i> , 2011; Giorgi <i>et al.</i> , 2013, Menvielle <i>et al.</i> 2007; Rodrigues Capítulo <i>et al.</i> , 2010; Troitiño <i>et al.</i> , 2010; Vilches, 2011).
Elevada incidencia de accidentes en el entorno del Embalse Roggero	Incrementar la presencia de fuerzas de seguridad en el área adyacente al Embalse Roggero, con el objetivo de prevenir accidentes por ahogamiento, viales e ilícitos, tanto en el propio embalse como en el primer tramo del Río Reconquista y sus riberas. Establecer bases operativas en este y otros puntos críticos de la CARR.
Elevada incidencia de incendios en pastizales y otros ambientes	Brindar equipamiento, capacitación y comunicaciones a los organismos provinciales y municipales que intervienen en el manejo del fuego. Establecer bases operativas en distintos puntos de la cuenca, de acuerdo al valor ecológico y económico del patrimonio natural y cultural.
Actividades de caza y pesca	Brindar equipamiento, capacitación y comunicaciones a los organismos provinciales y municipales que intervienen en el control de las actividades de caza y pesca en la cuenca. Incrementar la presencia de agentes de control en áreas alejadas. Facultar al Cuerpo Municipal de Guardaparques (Municipio de Moreno) para intervenir en casos de caza y pesca ilegal en el ámbito interjurisdiccional del Embalse Roggero y sus riberas. (Basilico, 2008; Burgueño, 2003).
Escasa percepción y valoración de la biodiversidad local por parte de los habitantes	Crear documentos institucionales sobre la flora y fauna autóctonas, con predominio de imágenes y textos accesibles al público en general. Fomentar el desarrollo turístico del área. Crear programas de educación ambiental en el ámbito de los municipios y áreas naturales protegidas, con énfasis en las características y el manejo de los recursos hídricos de la CARR. Establecer programas de pasantías rentadas en dichas instituciones, destinado a estudiantes terciarios y universitarios interesados en temáticas afines (conservación biológica,

	contaminación hídrica y saneamiento, etc.). (Basflico, 2008; Burgueño, 2003).
Escasa superficie destinada a la conservación biológica de ambientes ribereños y humedales	Relevar información sobre el valor ecológico de las áreas naturales (ANs) existentes. Crear nuevas ANs y poner en valor las existentes. Crear un corredor biológico que una las ANs existentes y proyectadas.
Contaminación de suelos y sedimentos	Realizar estudios de contaminación de suelo en zonas ribereñas y terrenos adyacentes cercanos a industrias, agroindustrias y sectores industriales planificados, basurales clandestinos, y sedimentos fluviales contaminados. Elaborar un manual de recomendaciones para la remediación. Planificar y supervisar la remediación de los sectores afectados, la cual debe realizarse a cargo de los responsables de dicha contaminación.
Ausencia de planes de remediación y restauración	Creación de estrategias de remediación y restauración para cada sitio contaminado o deteriorado que incluyan, entre otras: recreación de arroyos y tramos degradados; restauración de meandros; reconexión de meandros; creación de humedales; diseño de áreas <i>buffer</i> , biorremediación de suelos, aguas y sedimentos, entre otros. (Faggi <i>et al.</i> , 1999; RRC, 2013).
Erosión y compactación asociada a la ganadería bovina extensiva	Evitar el acceso del ganado a la zona de ribera y lecho. (Troitiño <i>et al.</i> , 2010; Vilches, 2011).
Disminución de funciones ecológicas del Embalse Roggero	Anualmente, realizar una batimetría del embalse. Llevar a cabo un monitoreo de los sedimentos del embalse. Controlar el vertido de los efluentes industriales en los arroyos Durazno y La Choza, que se encuentran identificados y caracterizados. Realizar siembras de macrófitas en los afluentes del embalse para que actúen como filtro, particularmente en la desembocadura del arroyo La Choza. Realizar la limpieza del perilago. Investigar y valorar los servicios ecológicos que brinda el embalse, entre ellos la función de depuración de las aguas contaminadas que recibe. (Grosman <i>et al.</i> 2009; Rigacci <i>et al.</i> , 2013).

Riesgo hídrico por inundaciones y ascenso de napas	Elaborar mapas de riesgo hídrico por inundaciones y de niveles freáticos e integrarlos al SIG. Declarar nuevas ANs en las zonas bajas e inundables que sean de dominio público provincial o municipal. Consensuar una estrategia de abordaje para el manejo del riesgo en zonas inundables de uso privado o en conflicto. (Herrero, 2006 ; Lastra, 2007 ; Sadañowski, 2003).
---	---

MONITOREO DE FUENTES PUNTUALES DE CONTAMINACIÓN HÍDRICA

A partir de los resultados hallados en el **Capítulo 2**, se propone una metodología para la evaluación de la calidad de aguas en ríos y arroyos de la llanura pampeana sujetos al ingreso puntual de aguas residuales ricas en nutrientes y materia orgánica, esquematizada en la **Fig. 5.1**.

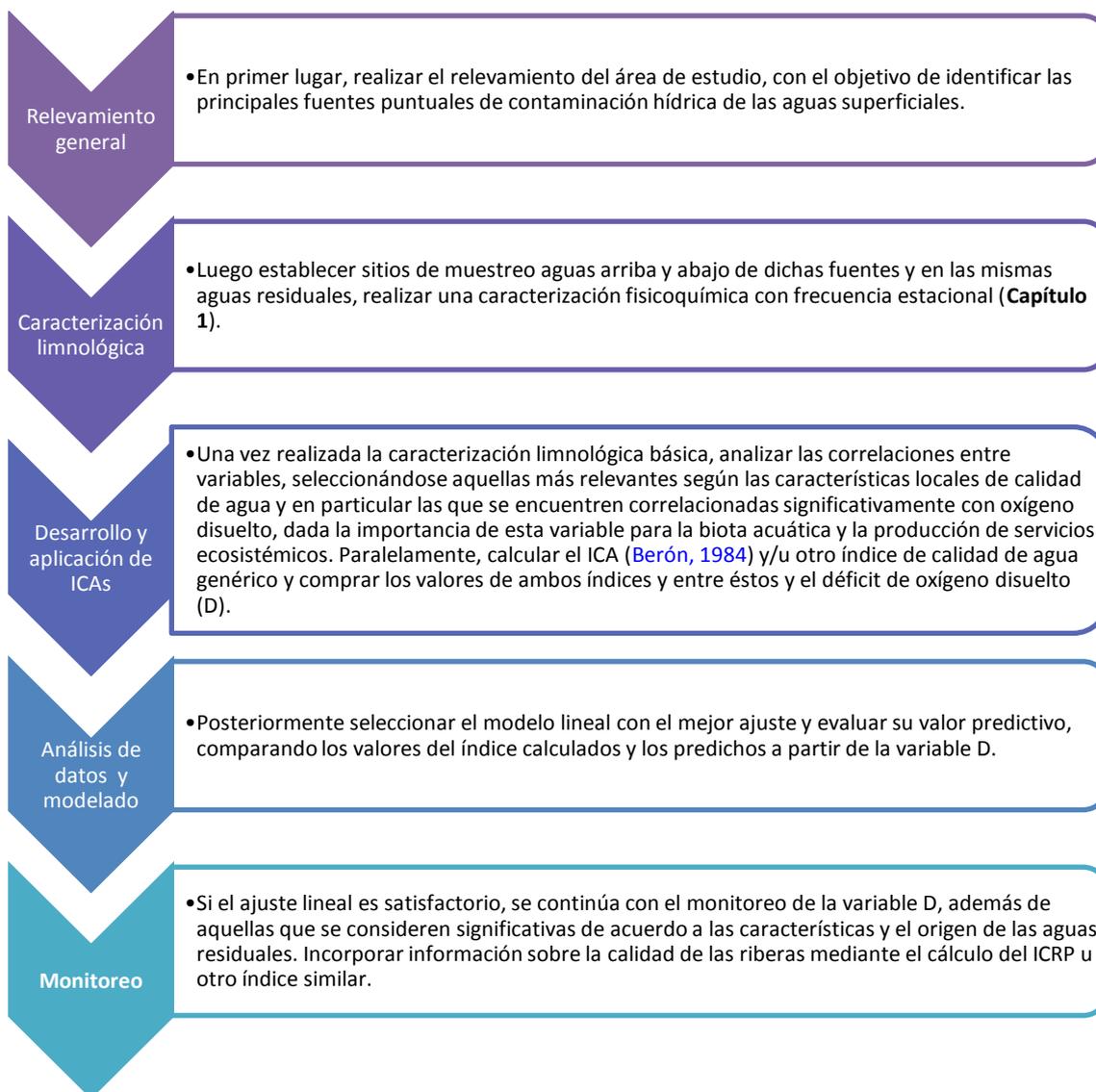


Figura 5.1. Propuesta para el monitoreo de la contaminación hídrica en cuencas de la llanura pampeana.

Es importante resaltar que además de los índices cuantitativos aplicados en el presente trabajo de tesis, existen indicadores cualitativos que resultan útiles para la detección de

distintas condiciones ambientales como la eutrofización o la hipoxia, propiciadas por el vertido de efluentes industriales con altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica. En el arroyo La Choza, cuyas aguas alcanzaron los mayores niveles de nutrientes, la abundancia de las macrófitas *Hydrocotyle ranunculoides* y *Lemna gibba* resultó elevada, con marcada influencia estacional (más elevada en verano) y llegando a cubrir grandes superficies (**Fig. 5.2**).



Figura 5.2. Parches mixtos de *Hydrocotyle ranunculoides* (verde oscuro) y *Lemna gibba* (verde claro) ocupando la superficie del agua en el arroyo La Choza (sitio C2). A la izquierda puede observarse el ingreso de aguas residuales de una industria avícola (EC1).

MANEJO DE LA VEGETACIÓN

Uno de los aspectos principales de la restauración ecológica de tramos degradados de los cursos de agua, consiste en la eliminación de la vegetación exótica y su reemplazo por vegetación nativa. Este enfoque ha sido implementado en la región con buenos resultados en ecosistemas de la región (Menvielle *et al.*, 2007), aunque deben evaluarse las técnicas más apropiadas para el control de exóticas, descartando el uso de herbicidas (di Marzio *et al.*, 2009), dado que existen evidencias sobre la toxicidad aguda y/o crónica de éstos compuestos en comunidades bacterianas (Rossen *et al.*, 2011), macrófitas (Iriel y Lagorio, 2011), anfibios (Edgington *et al.*, 2004), algas, peces y artrópodos, entre otros organismos (di Marzio *et al.*, 2009).

La incorporación de especies vegetales nativas tiene un rol fundamental en la restauración de tramos ribereños degradados, en este sentido cabe destacar la importancia de la creación y fortalecimiento de viveros especializados, en el ámbito público y privado. Entre las especies vegetales nativas y cosmopolitas encontradas en cursos de agua poco modificados de la región, Feijoó y Lombardo (2007) incluyen:

Flotantes:

- *Azolla filiculoides*
- *Limnobium spongia*
- *Pistia stratiotes*
- *Ricciocarpus natans*
- *Spirodela intermedia*
- *Wolffiella oblonga*

Sumergidas:

- *Ceratophyllum demersum*
- *Egeria densa*
- *Elodea challitrichoides*
- *Stuckenia striata*

Emergentes:

- *Althernanthera philoxeroides*

- *Hydrocleis nymphoides*
- *Ludwigia peploides*
- *Myriophyllum aquaticum*
- *Myriophyllum elatinoides*
- *Roripa nasturtium-aquaticum*
- *Sagittaria montevidensis*
- *Schoenoplectus californicus*
- *Senecio bonariensis*
- *Zannichellia palustris*

Por otra parte, según [Hurrell et al. \(2004\)](#) otras especies nativas y cosmopolitas que pueden encontrarse en sistemas acuáticos de la región del noreste bonaerense, son:

Sumergidas:

- *Cabomba caroliniana*

Flotantes:

- *Eichhornia azurea*
- *Eichhornia crassipes*
- *Enydra anagallis*
- *Hydrocotyle ranunculoides*
- *Lemna gibba*
- *Lemna minuta*
- *Nymphoides indica*
- *Panicum elephantipes*
- *Polygonum acuminatum*
- *Polygonum punctatum*
- *Polygonum stelligerum*
- *Pontederia rotundifolia*
- *Salvinia biloba*
- *Salvinia minima*
- *Wolffia columbiana*

Palustres:

- *Aspilia silphioides*
- *Bacopa monnieri*
- *Begonia cucullata*
- *Bidens laevis*
- *Canna glauca*
- *Cortaderia selloana*
- *Cyperus prolixus*
- *Echinochloa polystachya*
- *Echinodorus grandiflorus*
- *Echinodorus uruguayensis*
- *Eleocharis elegans*
- *Eleocharis montana*
- *Equisetum giganteum*
- *Eryngium pandanifolium*
- *Gymnocoronis spilanthoides*
- *Hydrocotyle bonariensis*
- *Juncus pallescens*
- *Ludwigia bonariensis*
- *Ludwigia elegans*
- *Panicum pernambucense*
- *Paspalum quadrifarium*
- *Pontederia cordata*
- *Rhychospora corymbosa*
- *Scirpus giganteus*
- *Thalia geniculata*
- *Thalia multiflora*
- *Typha latifolia*

Hierbas:

- *Acmella decumbens*
- *Cleome hassleriana*
- *Commelina diffusa*
- *Cuphea fruticosa*

- *Dicliptera tweediana*
- *Habenaria bractescens*
- *Hypoxis decumbens*
- *Nierembergia repens*
- *Nothoscordum gracile*
- *Sisyrinchium platense*
- *Solidago chilensis*
- *Thelypteris abbiattii*
- *Thelypteris burkartii*
- *Thelypteris riograndensis*
- *Tibouchina nitida*
- *Tradescantia fluminensis*
- *Trifurcia lahue*
- *Tripogandra diurética*
- *Zephyranthes candida*

Arbustos:

- *Aeschynomene montevidensis*
- *Blepharocalyx salicifolius*
- *Cephalanthus glabratus*
- *Daphnopsis racemosa*
- *Hibiscus cisplatinus*
- *Mimosa peltita*
- *Mimosa pilulifera*
- *Phyllanthus sellowianus*
- *Psychotria carthagenensis*
- *Sebastiania schottiana*
- *Senna corymbosa*
- *Sesbania punicea*
- *Sesbania virgata*
- *Tessaria integrifolia*

Árboles:

- *Citharexylum montevidense*
- *Erythrina crista-galli*
- *Ficus luschnathiana*
- *Inga urugiensis*
- *Salix humboldtiana*
- *Sapium haemospermum*
- *Terminalia australis*

Epífitas, enredaderas y lianas:

- *Aristolochia triangularis*
- *Camptosema rubicundum*
- *Canavalia bonariensis*
- *Clytostoma callistegioides*
- *Macfadyena unguis-cati*
- *Microgramma x mortoniana*
- *Oncidium bifolium*
- *Passiflora coerulea*
- *Polypodium squalidum*
- *Smilax campestris*
- *Solanum amygdalifolium*
- *Tillandsia aëranthos*
- *Tropaeolum pentaphyllum*
- *Vigna luteola*

CONCLUSIONES

El presente trabajo permitió caracterizar la calidad de las aguas en una serie de ambientes acuáticos de la región pampeana afectados por el vertido de efluentes industriales y municipales y evaluar alternativas de tratamiento o mitigación de la contaminación hídrica por nutrientes y materia orgánica, basadas en la utilización de macrófitas nativas. En la cuenca alta del río Reconquista los procesos predominantes que regulan o determinan las características físicas y químicas del agua son la escorrentía superficial y/o subsuperficial y la descarga puntual de efluentes industriales y municipales. El arroyo Durazno presentó la mejor calidad del agua en términos de la menor concentración de nutrientes nitrogenados y fosforados, sólidos suspendidos y materia orgánica, mientras que la calidad de agua en algunos tramos del arroyo La Chozza disminuyó notoriamente a causa del ingreso de efluentes agroindustriales y de plantas de tratamiento de efluentes.

Por otra parte, escenarios climáticos futuros indican retracción de caudales para la región e incrementos de temperatura en los meses más cálidos. Estas tendencias sumadas a los cambios en el uso del suelo que implican pérdidas de áreas ribereñas vegetadas por herbáceas principalmente, propiciaría un mayor ingreso de sólidos y nutrientes, incrementándose aún más sus concentraciones en arroyos de bajo caudal, tales como los estudiados en esta tesis.

El monitoreo de la calidad del agua en los arroyos debe incluir los niveles de oxígeno disuelto (OD) y sólidos suspendidos totales (SST), teniendo en cuenta la importancia biológica y ecológica de ambos y las correlaciones con otras variables indicadoras de contaminación hídrica. El Índice de Calidad de Aguas Pampeanas (ICAP) reflejó adecuadamente la calidad del agua en sitios con diverso grado de contaminación. Además se observó una correlación significativa entre ICAP y déficit de oxígeno disuelto (D). El Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP) desarrollado permitió diferenciar sitios con diverso grado de perturbación en los ambientes riparios. Las principales variables que redujeron el valor del ICRP fueron la ausencia o escasa abundancia de hierbas palustres, la presencia de especies vegetales exóticas e invasoras y la existencia de estructuras transversales al cauce. Estos resultados deberán tenerse en cuenta en el diseño de proyectos de rehabilitación/restauración ecológica que se proyecten.

Teniendo en cuenta que los ingresos puntuales de contaminantes son los principales responsables de la calidad del agua determinada en los arroyos, en la segunda parte de la tesis se evaluó la capacidad de las macrófitas nativas *S. intermedia*, *L. gibba* y *H. ranunculoides* para la fitorremediación de dos tipos de efluentes mixtos: de una industria avícola y de una planta de tratamiento de líquidos cloacales. La presencia de *S. intermedia* favoreció la nitrificación, reduciendo la toxicidad potencial por la presencia de amoníaco a pH elevados. También se observaron reducciones importantes en la concentración y la carga de SST. Se observaron incrementos poco importantes en la concentración de PRS debido al proceso de descomposición de la materia orgánica particulada y la desorción de P desde los sedimentos inorgánicos. El incremento del peso seco y peso seco libre de cenizas del perifiton y los menores valores del índice autotrófico indicaron un grado más avanzado de depuración en presencia de las macrófitas, al disminuir la polución orgánica. Los indicadores de contaminación fecal en el bioensayo con agua residual de una planta de tratamiento de líquidos cloacales, disminuyeron notoriamente con el tiempo. La calidad del agua mejoró en todos los ensayos y el crecimiento de las macrófitas resultó relativamente bajo. Se destaca la posibilidad de utilizar las especies estudiadas en sistemas de tratamiento de agua a escala piloto, donde se espera un incremento de la productividad de biomasa.

La información obtenida en el marco de esta tesis y el conocimiento de la problemática del área, permitió elaborar una serie de recomendaciones para una gestión racional de los cursos de agua de la región y la biodiversidad que sustentan. Dichas recomendaciones pueden ser aplicadas en cuencas hidrológicas de características similares. Sin embargo, cualquier intento de restauración de los cursos de agua afectados por el vertido de efluentes municipales, agrícolas o industriales, tiene como instancia previa la aplicación de tratamientos que permitan adecuar las características de estas aguas residuales a la normativa vigente, por parte de generadores y productores.

BIBLIOGRAFÍA

1. AABA. 2010. Atlas Ambiental de Buenos Aires. <http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar/aaba/>. Consultado en mayo 2011.
2. ABSA. 2014. Cuidado del agua. Aguas Bonaerenses S. A. <http://www.aguasbonaerenses.com.ar/ayc-cuidado-del-agua.php>. Consultado en junio 2014.
3. Aherne, J., T. Larssen, B. J. Cosby y P. J. Dillon. 2006. Monitoring and modelling the impacts of global change on European freshwater ecosystems. *Science of the Total Environment*, 365(1-3): 186-199.
4. Allan, D. 2004. Landscapes and Riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 257-284.
5. Allan, J. D. y M. M. Castillo. 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*. 2nd edition. New York: Chapman and Hall.
6. Anbumozhi, V., J. Radhakrishnan y E. Yamaji. 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecological Engineering*, 24: 517–523.
7. APHA – AWWA – WPCF. 1992. *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Madrid: Editorial Díaz de Santos.
8. APHA – AWWA – WPCF. 2012. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. AWWA.
9. Arreghini, S. 2008. *Bases para la clasificación, monitoreo y remediación de un río de llanura. Una aproximación a nivel de cuenca*. Tesis doctoral. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires – Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
10. Arreghini, S., L. de Cabo, R. Seoane, N. Tomazin, R. Serafini y A. F. De Iorio. 2005. Influence of rainfall on the discharge, nutrient concentrations and loads of a stream of the “Pampa Ondulada” (Buenos Aires, Argentina). *Limnetica*, 24(3-4): 225-236.
11. Arreghini, S., L. de Cabo, R. Seoane, N. Tomazin, R. Serafini y A. F. De Iorio. 2007. A methodological approach to water quality assessment in ungauged basin, Buenos Aires, Argentina. *GeoJournal*, 70: 281-288.
12. Artigas, J., E. García-Berthou, D. E. Bauer, M. I. Castro, J. Cochero, D. C. Colautti, A. Cortelezzi, J. C. Donato, A. Elosgi, C. Feijoó, A. Giorgi, N.

- Gómez, L. Leggieri, I. Muñoz, A. Rodrigues-Capítulo, A. M. Romaní y S. Sabater. 2013. Global pressures, specific responses: effects of nutrient enrichment in streams from different biomes. *Environmental Research Letters*, 8(1): 014002. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/014002>.
13. Basílico, G. 2008. *Calidad de Aguas en la cuenca superior del río Reconquista*. Proyecto final. Buenos Aires: Universidad de Flores.
 14. Basílico, G., L. de Cabo y A. Faggi. 2012. Contaminación hídrica en agroecosistemas pampeanos y pautas para su remediación. I Jornadas de Jóvenes Investigadores. Jujuy: Universidad Nacional de Jujuy.
 15. Basílico, G., L. de Cabo y A. Faggi. 2013. Impacts of composite wastewater on a Pampean stream (Argentina) and phytoremediation alternative with *Spirodela intermedia* Koch (Lemnaceae) growing in batch reactors. *Journal of Environmental Management*, 115: 53-59.
 16. Basílico, G. y L. de Cabo. 2012. Ensayo de fitorremediación de agua residual industrial mixta con *Spirodela intermedia* en reactores de flujo continuo. 1er Congreso Latinoamericano de Ecología Urbana. General Sarmiento: Ecología Urbana.
 17. Berón, L. 1984. *Evaluación de la Calidad de las Aguas de los ríos de La Plata y Matanza-Riachuelo, mediante la utilización de índices de calidad de agua*. Secretaría de Vivienda y Ordenamiento Ambiental, Ministerio de Salud y Acción Social.
 18. Bertoni, J. C. 2004. Urbanización y drenaje urbano en Argentina. En: Bertoni, J. C. (Org.): *Inundaciones urbanas en Argentina*. <http://www.ina.gov.ar/pdf/Libro-Inundaciones-Urbanas-en-Argentina.pdf>.
 19. Bilotta, G. S. y R. E. Brazier. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42(12): 2849-2861.
 20. Blair, R. M. 1990. Honey locust (*Gleditsia triacanthos* L.). En: Burns, R. M. y B. H. Honkala (eds.): *Silvics of North America, Hardwoods*. *Agriculture Handbook*, 654 (2). Washington: USDA, Forest Service.
 21. Boelee, N. C., H. Temmink, M. Janssen, C. J. N. Buisman y R. H. Wijffels. 2011. Nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater effluent using microalgal biofilms. *Water Research*, 45: 5925-5933.
 22. Braile, P. M. y M. J. Cavalcanti. 1979. *Manual de tratamento de águas residuárias industriais*. São Paulo: CETESB.

23. Branco, S. M. 1978. *Hidrobiología aplicada à engenharia sanitária*. São Paulo: CETESB.
24. Branco, S. M. 1984. *Limnología sanitaria*. Estudio de la polución de aguas continentales. Washington: Secretaría General de la Organización de Estados Americanos.
25. Brix, H. 1993. Wastewater treatment in Constructed Wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. En: Moshiri, G. A. (ed.): *Constructed Wetlands for water quality improvement*. Boca Ratón: CRC Press.
26. Buck, O., D. K. Niyogi y C. R. Townsend. 2004. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environmental Pollution*, 130: 287–299.
27. Bunzel, K., M. Kattwinkel y M. Liess. 2013. Effects of organic pollutants from wastewater treatment plants on aquatic invertebrate communities. *Water Research*, 47: 597-606.
28. Burgueño, G. 2003. *Elementos para el Plan de Manejo de Área Natural Protegida Dique Ing. Roggero*. Trabajo final de intensificación. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires – Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo – Facultad de Agronomía.
29. Butturini, A., S. Sabater y A. M. Romani. 2009. La química de las aguas. Los nutrientes. En: Elozegi, A. y S. Sabater (eds.): *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Bilbao: Fundación BBVA.
30. Canales-Gutiérrez, Á. 2010. Evaluación de la biomasa y manejo de *Lemna gibba* (lenteja de agua) en la bahía interior del Lago Titicaca, Puno. *Ecología Aplicada*, 9(2): 91-99.
31. Caicedo, J. R., N. P. Van der Steen, O. Arce y H. J. Gijzen. 2000. Effect of total ammonia nitrogen concentration and pH on growth rates of duckweed (*Spirodela polyrrhiza*). *Water Research*, 34: 3829-3835.
32. Carr O. J. y R. Goulder. 1990. Fish-farm effluents in rivers — II. Effects on inorganic nutrients, algae and the macrophyte *Ranunculus penicillatus*. *Water Research*, 24: 639–647.
33. CETA, 2013. Tratamientos extensivos de efluentes. Seminario Ralcea "Agua del Futuro". Fundación Chile.
http://www.fundacionchile.com/archivos/5_Lagunas_con_macr_fitass.pdf.
 Consultado en mayo de 2014.

34. Colautti, D. C., M. E. Maroñas, E. D. Sendra, L. C. Protogino, F. Brancolini y D. Campanella. 2009. Ictiofauna del Arroyo La Choza, cuenca del Río de la Reconquista (Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*, 26: 55-62.
35. Conzonno, V. H. 2009. *Limnología química*. La Plata: Editorial de la Universidad de La Plata.
36. Chávez P., C., L. R. Castillo, L. Dendooven y E. M. Escamilla-Silva. 2005. Poultry slaughter wastewater treatment with an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Bioresource Technology*, 96: 1730–1736.
37. Cheng, J., L. Landesman, B. A. Bergmann, J. J. Classen, J. W. Howard y Y. T. Yamamoto. 2002. Nutrient removal from swine lagoon liquid by *Lemna minor* 8627. *Transactions of the ASAE*, 45: 1003-1010.
38. Chindah, A. C., S. A. Braide, J. Amakiri y O. O. Kiolawson Ajibulu. 2009. Periphyton succession in a waste water treatment pond. *Revista UDO Agrícola*, 9 (3): 681-699.
39. Chow, V. T., D. R. Maidment y L.W. Mays. 1993. *Hidrología Aplicada*. Bogotá: McGraw-Hill.
40. DARWINION. 2011. Flora del Cono Sur. Instituto de Botánica Darwinion – Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. <http://www2.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/DetalleEspecie.asp?forma=yvariedad=ysubespecie=yespecie=intermediaygenero=Spirodelayespcod=11009>. Consultado en diciembre de 2011.
41. de Cabo, L. I., R. Seoane, L. Urgu, M. E. Koutsovitits, A. Dini e I. Obertello. 2007. Temporal evolution of hydrologic variables in flooded areas of Chascomús Lake basin (Buenos Aires province, Argentina) and land reuse: an analysis. En O. E. Scarpati y J. A. A. Jones (eds.): *Environmental change and rational water use*, 310-318. Buenos Aires: Orientación Gráfica Editora.
42. de Cabo, L. I., R. Seoane, S. Arreghini y A. Callau. 2010. Análisis de dos sistemas acuáticos: un enfoque ecohidrológico. *Revista FCA UNCuyo*, 42 (1): 39-51.
43. de Cabo, L., M. V. Casares y R. Seoane. 2009. Interacción entre *Salvinia minima* y *Lemna gibba*: efecto sobre el crecimiento en distintos medios de cultivo. *Biología acuática*, 26: 63-70.

44. Debik, E. y T. Coskun. 2009. Use of the Static Granular Bed Reactor (SGBR) with anaerobic sludge to treat poultry slaughterhouse wastewater and kinetic modeling. *Bioresource Technology*, 100: 2777-2782.
45. deSerres, F. J. 1979. Higher plant systems as monitors of environmental mutagens. En: Waters, M. D., S. Nesnow, J. L. Huisinigh, S. S. Sandhu y L. Claxton (eds.): *Application of short-term bioassays in the fractionation of complex environmental mixtures*. New York: Plenum Publishing Corporation.
46. di Marzio, W. D., M. E. Sáenz, J. L. Alberdi, N. Fortunato, M. Tangorra, V. Capello y G. Ambrini. 2009. Estrategia de manejo de acacia negra (*Gleditsia triacanthos*) en la cuenca del río Luján. Evaluación ecotoxicológica del herbicida Togar BT. *Revista Argentina de Ecotoxicología y Contaminación Ambiental*, 1: 1-8.
47. Dodds, W. K. y R. M. Oakes. 2008. Headwater influences on downstream water quality. *Environmental Management*, 41: 367-377.
48. Dokulil, M. T. 2014. Potamoplankton and primary productivity in the River Danube. *Hydrobiologia*, 729: 209-227.
49. Downes, M. T. 1978. An improved hydrazine reduction method for the automated determination of low nitrate levels in freshwater. *Water Research*, 12: 673-675.
50. Doyle, M. W. y E. S. Bernhardt. 2011. What is a stream? *Environmental Science and Technology*, 45: 354-359.
51. Edgington, A., P. Sheridan, G. Stephenson, D. Thompson y H. Boermans. 2004. Comparative effects of pH and Vision herbicide on two life stages of four anuran amphibian species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23: 815-822.
52. Elozegi, A., L. Flores y J. Díez. 2011. The importance of local processes on river habitat characteristics: A Basque stream case study. *Limnetica*, 30(2): 183-196.
53. Elozegi, A. y J. Díez. 2009. La vegetación terrestre asociada al río: el bosque de ribera. En: Elozegi, A. y S. Sabater (eds.): *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Bilbao: Fundación BBVA.
54. Elozegi, A., J. Díez, M. Altuna, J. Comas, E. Martí, J. L. Riera y F. Sabater. 2011. Desarrollo del software STREAMES 1.0, sistema experto de soporte para la gestión de nutrientes en ríos. Aplicación a ríos de la Comunidad Autónoma del País Vasco.

https://www.euskadi.net/contenidos/informacion/fuente/es_fuente/adjuntos/memoria_STREAMES.pdf.

55. El-Shafai, S. A., F. A. El-Gohary, F. A. Nasr, N. P. van der Steen y H. J. Gijzen. 2007. Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed ponds system. *Bioresource Technology*, 98: 798-807.
56. Faggi, A. M., M. Arriaga y S. Aliscioni. 1999. Composición florística de las riberas del río Reconquista y sus alteraciones antrópicas. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 1(1): 1-6.
57. FAO. 2003. Gestión del agua hacia el 2030. *Enfoques*. <http://www.fao.org/ag/esp/revista/0303sp1.htm>.
58. Feijoó, C. S. y R. J. Lombardo. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water Research*, 41: 1399 – 1410.
59. Feijoó, C., A. Giorgi y N. Ferreiro. 2011. Phosphate uptake in a macrophyte-rich Pampean stream. *Limnologica*, 41: 285-289.
60. Feijoó, C., P. Gantes, A. Giorgi, J. J. Rosso y E. Zunino. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo Pampeano y su relación con las comunidades de Macrófitas y peces. *Biología acuática*, 27: 113-128.
61. Finnegan, C. J., R. A. van Egmond, O. R. Price y M. J. Whelan. 2009. Continuous-flow laboratory simulation of stream water quality changes downstream of an untreated wastewater discharge. *Water Research*, 42: 1993-2001.
62. Fiskesjö, G. 1985. The *Allium* test as a standard in environmental monitoring. *Hereditas*, 102: 99-112.
63. Fiskesjö, G. 1997. *Allium* test for screening chemicals; evaluation of cytological parameters. En: Wang, W., J. W. Gorsuch y J. S. Hughes (eds.): *Plants for environmental studies*. Boca Raton: CRC Press.
64. Gantes, H. P. y A. Sánchez Caro. 2001. Environmental heterogeneity and spatial distribution of macrophytes in plain streams. *Aquatic Botany*, 70: 225-236.
65. Gantes P., A. Marano y L. Rigacci. 2011. Changes in the decomposition process associated with the invasion of *Gleditsia triacanthos* (honey locust) in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Journal of Freshwater Ecology*, 26 (4): 481-494.

66. Garbisu, C. y I. Alkorta. 2001. Phytoextraction: A cost effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource Technology*, 77(3): 229–236.
67. García, A. R. y A. F. de Iorio. 2003. Phosphorus distribution in sediments of Morales Stream (tributary of the Matanza-Riachuelo River, Argentina). The influence of organic point source contamination. *Hydrobiologia*, 492(1-3): 129-138.
68. Gibbs, R. J. 1970. Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*, 170: 1088-1090.
69. Giorgi, A., C. Feijoó y G. Tell. 2005. Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1699-1718.
70. Giorgi, A. y L. Malacalza. 2002. Effect of an industrial discharge on water quality and periphyton structure in a pampean stream. *Environmental Monitoring and Assessment*, 75(2): 107-119.
71. Giorgi, A., C. Vilches, M. C. Rodríguez Castro, E. Zunino, J. Debandi, S. Kravetz y A. Torremorell. 2013. Efecto de la invasión de acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L. (Fabaceae) sobre la temperatura, luz y metabolismo de un arroyo pampeano. *Acta Biológica Colombiana*, 19(1): 113-118.
72. Golterman, H., R. Clymo y M. Ohndtad. 1978. *Methods for the physical and chemical examination of freshwaters*. Oxford: Blackwell Scientific.
73. Gómez, N. y M. Licursi. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35(2): 173-181.
74. Gordon, N., T. McMahon y B. Finlayson. 1992. *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. Chichester: John Wiley y sons.
75. Grosman, F., P. Sanzano, V. Colasurdo y O. Díaz. 2009. Propuestas de alternativas de gestión de una laguna suburbana. *Biología Acuática*, 26: 121-131.
76. Gross, A., C. E. Boyd, R. T. Lovell y J. C. Ella. 1998. Phosphorus budgets for channel catfish ponds receiving diets with different phosphorus concentrations. *Journal of the World Aquaculture Society*, 29: 31-39.
77. Guillen-Jiménez, E., P. Álvarez-Mateos, F. Romero-Guzmán y J. Pereda-Marín. 2000. Bio-mineralization of organic matter in dairy wastewater, as affected by pH. The evolution of ammonium and phosphates. *Water Research*, 34: 1215-1222.

78. Gutierrez, E., A. Travaglini, G. Uzcategui e Y. Caldera. 2012. Desinfección de aguas residuales de una industria avícola para su reutilización. *Revista Tecnocientífica URU*, 3: 47-54.
79. Hari, R. E., D. M. Livingstone, R. Siber, P. Burkhardt-Holm y H. Güttinger. 2006. Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. *Global Change Biology*, 12: 10–26.
80. Haygarth, P. M., G. S. Bilotta, R. Bol, R. Brazier, P. J. Butler, J. Freer, L. J. Gimbert, S. J. Granger, T. Krueger, P. Naden, G. Old, J. N. Quinton, B. Smith, P. J. Worsfold. 2006. Processes affecting transfer of sediment and colloids, with associated phosphorus, from intensively farmed grasslands: an overview of key issues. *Hydrological Processes*, 20: 4407–4413.
81. Henry, J. G. 1999. Contaminación del agua. En: Henry, J. G. y Heinke, G. W. (eds.): *Ingeniería ambiental*. 2° edición. México: Prentice Hall.
82. Herrero, A. C. 2006. *Desarrollo metodológico para el análisis del riesgo hídrico poblacional humano en cuencas periurbanas. Caso de estudio: arroyo Las Catonas, Región Metropolitana de Buenos Aires*. Tesis doctoral. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires – Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
83. Hilton, J., M. O'Hare, M. J. Bowes y J. I. Jones. 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment*, 365: 66–83.
84. Hoagland, K. D., S. C. Roemer y J. R. Rosowski. 1982. Colonization and community structure of two periphytonassemblages, with emphasis on the diatoms (Bacillariophyceae). *American Journal of Botany*, 69: 188- 213.
85. Hoffmann, W. A. y H. Poorter. 2002. Avoiding bias in calculations of relative growth rates. *Annals of Botany*, 80: 37-42.
86. Hua, X., D. Dong, L. Liu, M. Gao y D. Liang. 2012. Comparison of trace metal adsorption onto different solid materials and their chemical components in a natural aquatic environment. *Applied Geochemistry*, 27(5): 1005-1012.
87. Hurrell, J. A. 2004. *Plantas de la costa*. Buenos Aires: Literature Of Latin America (L.O.L.A.).
88. Hutchinson, T. C. 1999. Ecología. En: Henry, J. G. y Heinke, G. W. (eds.): *Ingeniería ambiental*. 2° edición. México: Prentice Hall.

89. INA. 2010. *Prospectiva hídrica*. Buenos Aires: Instituto Nacional del Agua. <http://www.ina.gov.ar/pdf/Prospectiva-hidrica-INA.pdf>. Consultado en Mayo 2014.
90. INA. 2011. *Evaluación de la calidad del agua en la franja costera sur del Río de la Plata mediante modelación matemática*. Buenos Aires: Instituto Nacional del Agua.
91. INDEC. 2012. Datos censales. Instituto Nacional de Estadística y Censos. *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas*. <http://www.indec.gov.ar/>. Consultado en noviembre 2012.
92. INTA. 2012. Datos de precipitación y temperatura. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Instituto de Clima y Agua. http://climayagua.inta.gob.ar/consulta_historica_castelar. Consultado en noviembre 2012.
93. Iriel, A. y M. G. Lagorio. 2011. Uso de la emisión de clorofila como bioindicador de ecotoxicidad en macrófitas. *Libro de Resúmenes del Congreso de Ciencias Ambientales COPIME 2011*. Buenos Aires: COPIME.
94. Jarvie H. P., P. M. Haygarth, C. Neal, P. Butler, B. Smith, P. S. Naden, A. Joynes, M. Neal, H. Wickham, L. Armstrong, S. Harman y E. J. Palmer-Felgate. 2008. Stream water chemistry and quality along an upland–lowland rural land-use continuum, south west England. *Journal of Hydrology*, 350: 215– 231.
95. Johns, M. R. 1995. Developments in wastewater treatment in the meat processing industry: a review. *Bioresource Technology*, 54: 203-216.
96. Johnson A. C., M. C. Acreman, M. J. Dunbar, S. W. Feist, A. M. Giacomello, R. E. Gozlan, S. A. Hinsley, A. T. Ibbotson, H. P. Jarvie, J. I. Jones, M. Longshaw, S. C. Maberly, T. J. Marsh, C. Neal, J. R. Newman, M. A. Nunn, R. W. Pickup, N. S. Reynard, C. A. Sullivan, J. P. Sumpter, R. y J. Williams. 2009. The British river of the future: How climate change and human activity might affect two contrasting river ecosystems in England. *Science of the Total Environment*, 407: 4787–4798.
97. Kadlec R. H. y S. Wallace. 2009. *Treatment wetlands*. Boca Raton: CRC Press Taylor & Francis Group.
98. Khan D. J., D. J. Roser, C. M. Davies, G. M. Peters, R. M. Stuetz, R. Tucker y N. J. Ashbolt. 2008. Review article: chemical contaminants in feedlot wastes: concentrations, effects and attenuation. *Environment International*, 34: 839-859.

99. Körner, S. y J. E. Vermaat. 1998. The relative importance of *Lemna gibba* L., bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed-covered domestic wastewater. *Water Research*, 32: 3651-3661.
100. Körner, S., S. K. Das, S. Veenstra y J. E. Vermaat. 2001. The effect of pH variation at the ammonium/ammonia equilibrium in wastewater and its toxicity to *Lemna gibba*. *Aquatic Botany*, 71: 71-78.
101. Kozerski, H. P., H. Behrendt y J. Köhler. 1999. The N and P budget of the shallow, flushed lake Müggelsee: retention, external and internal load. *Hydrobiologia*, 408/409: 159-166.
102. Kutschker, A., C. Brand y M. L. Miserendino. 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología Austral*, 19: 19-34.
103. Lacoste, C. y D. Collasius. 1996. Instrumentos de diagnóstico ambiental: índice de calidad de agua. *Gerencia Ambiental*, 24: 286-290.
104. Lakatos, G. 1989. Composition of reed periphyton (biotecton) in the Hungarian part of lake Fertö. *Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland*, 71: 125-134.
105. Landesman, L., N. C. Parker, C. B. Fedler y M. Konikoff. 2005. Modeling duckweed growth in wastewater treatment systems. *Livestock Research for Rural Development*, 17 art. No. 61. <http://www.lrrd.org/lrrd17/6/land17061.htm>. Consultado en junio de 2013.
106. Lastra, G. 2007. *Problemática del Río de la Reconquista y sus consecuencias socio- ambientales*. Proyecto final. Buenos Aires: Universidad de Flores.
107. Lautenbach, S., C. Kugel, A. Lausch y R. Seppelt. 2011. Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. *Ecological Indicators*, 11: 676-687.
108. Leggieri, L., C. Feijoó, A. Giorgi, N. Ferreira y V. Acuña. 2013. Seasonal weather effects on hydrology drive the metabolism of non-forest lowland streams. *Hydrobiologia*, DOI 10.1007/s10750-013-1543-4.
109. Les, D. H., E. Landolt y D. J. Crawford. 1997. Systematics of the Lemnaceae (duckweeds): inferences from micromolecular and morphological data. *Plant Systematics and Evolution*, 204:161-177.
110. Lewis, M. A. y W. Wang. 1997. Water quality and aquatic plants. En: Wang, W., J. W. Gorsuch y J. S. Hughes (eds.): *Plants for environmental studies*. Boca Raton: CRC Press.

111. Ligdi, E. E., M. E. Kahloun y P. Meire. 2010. Ecohydrological status of Lake Tana –a shallow highland lake in the Blue Nile (Abbay) basin in Ethiopia: review. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 10(2-4): 109-122.
112. Lombardo, R., I. O'Farrel y M. dos Santos Afonso. 2010. Spatial and temporal ion dynamics on a complex hydrological system: the lower Luján River (Buenos Aires, Argentina). *Aquatic Geochemistry*, 16: 293–309.
113. Lone, M. I., Z. He, P. J. Stofella y X. Yang. 2008. Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: progresses and perspectives. *Journal of Zhejiang University Science B*, 9(3): 210-220.
114. Mackereth, F., J. Heron y J. Talling. 1989. *Water analysis: Some revised methods form limnologists*. Kendal: Titus Wilson and Son Limited.
115. Marcus M. D. 1980. Periphytic community response to chronic nutrient enrichment by a reservoir discharge. *Ecology*, 61: 387–399.
116. Margalef, R. 1983. *Limnología*. Barcelona: Ediciones Omega.
117. Margalef, R. 1994. The place of epicontinental waters in global ecology. En: Margalef, R. (ed.): *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. Amsterdam: Elsevier Science.
118. Matlock M. D., M. E. Matlock, D. E. Storm, M. D. Smolen y W. J. Henley. 1998. Limiting nutrient determination in lotic ecosystems using a quantitative nutrient enrichment periphytometer. *Journal of the American Water Resources Association*, 34: 1141–1147.
119. Maupin M. A. y T. Ivanhenco. 2011. Nutrient loadings to streams of the continental United States from municipal and industrial effluent. *Journal of the American Water Resources Association*, 47(5): 950-964.
120. Mazzeo, N., 1993. Revisión de la familia Lemnaceae en Chile. *Gayana Botánica*, 50: 29-40.
121. McCormick, P. V. y J. Cairns. 1997. Algal indicators of aquatic ecosystem condition and change. En: Wang, W., J. W. Gorsuch y J. S. Hughes (eds.): *Plants for environmental studies*. Boca Raton: CRC Press.
122. Megatelli, S., S. Semsari y M. Couderchet. 2009. Toxicity and removal of heavy metals (cadmium, copper and zinc) by *Lemna gibba*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72: 1774-1780.

123. Malignani, E. y A. Faggi. 2012. Caracterización del estado ambiental de riberas metropolitanas mediante un índice de calidad. *Congreso Argentina y Ambiente 2012*. SACTA -Sociedad Argentina de Ciencia y Tecnología Ambiental.
124. Menvielle, M. F., F. S. Bermejo y J. Juber. 2007. Rehabilitación de sabanas pampeanas en la reserva natural Otamendi, Buenos Aires, Argentina. En: Matteucci, S. D. (ed.): *Panorama de la Ecología de Paisajes en Argentina y Países Sudamericanos*. Buenos Aires: Ediciones INTA.
125. Merseburger, G. C., E. Martí y F. Sabater. 2005. Net changes in nutrient concentrations below a point source input in two streams draining catchments with contrasting land uses. *Science of the Total Environment*, 347: 217-229.
126. Merseburger, G., E. Martí, F. Sabater y J. D. Ortiz. 2011. Point-source effects on N and P uptake in a forested and an agricultural Mediterranean streams. *Science of the Total Environment*, 409: 957-967.
127. Miretzky, P., A. Saralegui y A. Fernández Cirelli. 2004. Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, 57: 997–1005.
128. Mitsch, W. J., L. Zhang, D. F. Fink, M. E. Hernandez, A. E. Altor, C. L. Tuttle y A. M. Nahlik. 2008. Ecological engineering of floodplains. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 8(2-4):139-147.
129. Mittal, G. S. 2006. Treatment of wastewater from abattoirs before land application – a review. *Bioresource Technology*, 97: 1119-1135.
130. Moorhead, K. K. y K. R. Reddy. 1990. Carbon and nitrogen transformations in wastewater during treatment with *Hydrocotyle umbellata* L. *Aquatic Botany*, 37(2): 153-161.
131. Munné, A., N. Prat, C. Solà, N. Bonada y M. Rieradevall. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Maritime and Freshwater Ecosystems*, 13: 147-163.
132. Naiman R. J. y H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 621-658.
133. Nhapi, I., J. Dalu, J. Ndamba, M. A. Siebel y H. J. Gijzen. 2003. An evaluation of duckweed-based pond systems as an alternative option for decentralized treatment and reuse of wastewater in Zimbabwe. *Water Science and Technology*, 48: 323-330.

134. Nicol C. J. y A. Davies. 2013. Bienestar de las aves de corral en los países en desarrollo. En: *Revisión del desarrollo agrícola*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). <http://www.fao.org/docrep/019/i3531s/i3531s.pdf>.
135. O'Farrell, I., R. J. Lombardo, P. de Tezanos Pinto y C. Loez. 2002. The assessment of water quality in the Lower Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environmental Pollution*, 120: 207–218.
136. Ortíz, J. D., E. Martí y M. À. Puig. 2005. Recovery of the macroinvertebrate community below a wastewater treatment plant input in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia*, 545(1-3): 289-302.
137. Ossana, N. A. 2011. *Biomarcadores de contaminación acuática: estudios en los ríos Luján y Reconquista*. Tesis doctoral. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires – Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
138. Patel, D. K. y V. K. Kanungo. 2010. Phytoremediation potential of duckweed (*Lemna minor* L: a tiny aquatic plant) in the removal of pollutants from domestic wastewater with special reference to nutrients. *The Bioscan*, 5: 355-358.
139. Paul, M. J. y J. L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 333-365.
140. Pesce, S. F. y D. A. Wunderlin. 2000. Use of Water Quality Indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. *Water Research*, 34: 2915-2926.
141. Pizarro, H. y M. E. Alemanni. 2005. Variables físico-químicas del agua y su influencia en la biomasa del perifiton en un tramo inferior del Río Luján (Provincia de Buenos Aires). *Ecología Austral*, 15: 73-88.
142. Poggi-Varaldo, H. M., A. Gutiérrez-Saravia, G. Fernández-Villagómez, P. Martínez-Pereda y N. Rinderknecht-Seijas. 2002. A full-scale system with wetlands treatment. En: Nehring, K. W. y S. E. Brauning (eds.): *Wetlands and Remediation II*. Ohio: Battelle Press.
143. Prat, N. y J. V. Ward. 1994. The tamed river. En: Margalef, R. (ed.): *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. Amsterdam: Elsevier Science.
144. Reddy, K. R., E. M. D'Angelo y T. A. DeBusk. 1990. Oxygen transport through aquatic macrophytes: the role in wastewater treatment. *Journal of Environmental Quality*, 9: 261-267.

145. Rigacci, L. N., A. D. Giorgi, C. S. Vilches, N. A. Ossana y A. Salibián. 2013. Effect of a reservoir in the water quality of the Reconquista River, Buenos Aires, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(11): 9161-8.
146. Ringuelet, R. A. 1962. *Ecología acuática continental*. Buenos Aires: Eudeba.
147. Rodrigues Capítulo, A., N. Gómez, A. Giorgi y C. Fejoó. 2010. Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia*, 657: 53-70.
148. Rossen, A., D. Calvo, L. Higa y S. Korol. 2011. Evaluación de la exposición a herbicidas en la comunidad bacteriana del embalse Los Molinos. *Libro de Resúmenes del Congreso de Ciencias Ambientales COPIME 2011*. Buenos Aires: COPIME.
149. RRC. 2013. *Manual of river restoration techniques*. UK: The River Restoration Center. http://therrc.co.uk/MOT/Low-res/2013_Update_2.pdf. Consultado en abril 2014.
150. Sadañiowski, I. 2003. *El problema de las inundaciones en la cuenca del río Reconquista: la represa Ing. Carlos F. Roggero, y las funciones ecológicas*. Tesina de grado. Los Polvorines: Universidad Nacional de General Sarmiento.
151. Salibián, A. 2006. Ecotoxicological assessment of the highly polluted Reconquista River of Argentina. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 185: 35-65.
152. Sánchez, E., M. F. Colmarejo, J. Vicente, A. Rubio, M. G. García, L. Travieso y R. Borja. 2007. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. *Ecological Indicators*, 7: 315-328.
153. SAyDS, 2007. *2da Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático*. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. <http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UCC/File/Segunda%20Comunicacion%20Nacional.pdf>. Consultado en julio 2012.
154. Seeboonruang, U. 2012. A statistical assessment of the impact of land uses on surface water quality indexes. *Journal of Environmental Management*, 101: 134-142.
155. SIIA, 2012. Sistema Integrado de Información Agropecuaria. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, República Argentina. http://www.sii.gov.ar/sst_pcias/usda.php?nro=0114200.

156. Søndergaard, M. 2007. *Nutrient dynamics in lakes, with emphasis on phosphorus, sediment and lake restoration*. Tesis doctoral. Dinamarca: National Environmental Research Institute – University of Aarhus.
157. Sooknah, R. D. y A. C. Wilkie. 2004. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. *Ecological Engineering*, 22: 27-42.
158. Soto, E. L., M. J. González, H. J. Thomas, I. B. Schalamuk e I. L. Botto. 2013. Eliminación de Arsénico en aguas subterráneas: diseño tecnológico para su aplicación en zonas rurales. *AUGMDOMUS*, 5: 109-119.
159. Srivastava, J., A. Gupta, y H. Chandra. 2008. Managing water quality with aquatic macrophytes. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 7: 255-256.
160. Strickland, J. y T. Parsons. 1972. *A practical handbook of seawater analysis. Bulletin No. 167*. Ottawa: Fisheries Research Board.
161. Taylor, C. M. 2010. Covariation among plains stream fish assemblages, flow regimes, and patterns of water use. *American Fisheries Society Symposium*, 73: 000–000.
162. Taylor, J. M., R. S. King, A. A. Pease y K. O. Winemiller. 2014. Nonlinear response of stream ecosystem structure to low-level phosphorus enrichment. *Freshwater Biology*, 59(5): 969.
163. Thornthwaite, C. W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38(1): 55-94.
164. Torres H. y C. Vapñarsky. 1999. *La Aglomeración Gran Buenos Aires en 1991. Expansión espacial y crecimiento demográfico entre 1869 y 1991*. Buenos Aires: Eudeba.
165. Troitiño, E., M. C. Costa, L. Ferrari y A. Giorgi. 2010. La conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. *Actas I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*, 1256-1263.
166. TWC. 2014. Climatología: amanecer/anocheceer para Buenos Aires, Argentina. *The Weather Channel*, <http://espanol.weather.com/climate/sunRiseSunSet-Buenos-Aires-ARBA0009>. Consultado en mayo 2014.
167. USEPA. 1993. Manual: Nitrogen Control. EPA/625/R-93/010. Washington: United States Environmental Protection Agency, EPA.

168. USEPA. 2002. Development document for the proposed wastewater limitations guidelines and standards for the meat and poultry products industry point source category (40 CFR 432). EPA-821-B-01-007. Washington: United States Environmental Protection Agency, EPA.
169. Varjo E., A. Liikanen, P. Salonen y P. J. Martikainen. 2003. A new gypsum-based technique to reduce methane and phosphorus release from sediment of eutrophied lakes: (gypsum treatment to reduce internal loading). *Water Research*, 37: 1-10.
170. Vermaat, J. E. y M. K. Hanif. 1998. Performance of common duckweed species (Lemnaceae) and the waterfern *Azolla filiculoides* on different types of waste water. *Water Research*, 32: 2569-2576.
171. Vilches, C. 2011. *Efectos de la contaminación difusa sobre el perifiton de arroyos*. Tesis doctoral. La Plata: Universidad Nacional de La Plata – Facultad de Ciencias Naturales y Museo.
172. Vilches, C., A. Giorgi, M. Mastrángelo y L. Ferrari. 2011. Non-point contamination homogenizes the water quality of pampean streams. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87: 147-151.
173. Vymazal, J. 2009. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, 35: 1-17.
174. Wetzel, R. 1981. *Limnología*. Barcelona: Omega.
175. Withers, P. J. A. y H. P. Jarvie. 2008. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Science of the Total Environment*, 400: 379-395.
176. WHO/UNICEF JMP. 2014. Joint Monitoring Programme for water supply. World Health Organization / United Nations Children's Fund. <http://www.wssinfo.org/data-estimates/maps/>. Consultado en junio 2014.
177. WMO. 1996. *Normales climatológicas para el período 1961-1990. Reporte No. 847, Región 3: Sudamérica, Argentina, 257-270*. World Meteorological Organization.
178. Wu, Y., Z. Hu, y L. Yang. 2010. Hierarchical eco-restoration: A systematical approach to removal of COD and dissolved nutrients from an intensive agricultural area. *Environmental Pollution*, 158: 3123-3129.
179. Wunderlin D. A., M. A. Díaz, M. V. Amé, S. F. Pesce, A. C. Hued y M. A. Bistoni. 2001. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and

- temporal variations in Water Quality. A case study: Suquía river basin (Córdoba–Argentina). *Water Research*, 35(12): 2881–2894.
180. Xia, X. H., Z. F. Yang, G. H. Huang, X. Q. Zhang, H. Yu y X. Rong. 2004. Nitrification in natural waters with high suspended-solid content—A study for the Yellow River. *Chemosphere*, 57(8): 1017-1029.
181. Ye, F. e Y. Li. 2009. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecological Engineering*, 35: 1043-1050.
182. Yi, Q., C. Hurb e Y. Kima. 2009. Modeling nitrogen removal in water hyacinth ponds receiving effluent from waste stabilization ponds. *Ecological Engineering*, 35: 75–84.
183. Yilmaz D. D. y H. Akbulut. 2011. Effect of circulation on wastewater treatment by *Lemna gibba* and *Lemna minor* (floating aquatic macrophytes). *International Journal of Phytoremediation*, 13: 970-984.
184. Zar, J. H. 1996. *Bioestatistical analysis*. New Jersey: Prentice Hall.
185. Zhao, F., S. Xi, X. Yang, W. Yang, J. Li, B. Gu y Z. He. 2012. Purifying eutrophic river waters with integrated floating island systems. *Ecological Engineering*, 40: 53–60.
186. Zhou T., J. Wu y S. Peng. 2012. Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiplescales: A case study of the Dongjiang River watershed, China. *Ecological Indicators*, 23: 166–175.

ANEXOS

ANEXO 1

Determinaciones fisicoquímicas realizadas en muestras de agua superficial de los arroyos La Choza, Durazno y efluentes industriales

Sitio	Fecha	Temp. °C	pH	CE μS/cm	SST mg/l	OD mg/l	N-NH ₄ ⁺ mg/l	N-NO ₂ ⁻ mg/l	N-NO ₃ ⁻ mg/l	NID mg/l	PRS mg/l	Pt mg/l	COT mg/l	COD mg/l	COP mg/l
C0	feb-11	30,0	7,86	457	84	10,7	0,90	0,05	0,17	1,12	0,56	1,30	27,1	22,7	7,7
C1	may-10	15,0	8,02	1250	11	sd	4,97	0,08	0,87	5,93	1,10	1,27	6,3	3,0	3,3
	jul-10	8,0	8,44	1251	15	6,7	9,53	0,06	1,14	11,38	0,78	1,09	5,6	4,5	1,0
	oct-10	17,0	8,10	1064	22	0,9	5,00	0,15	0,32	5,48	0,87	1,21	8,4	5,0	3,3
	feb-11	26,0	7,86	1270	22	4,3	7,08	0,12	0,60	7,80	1,04	1,58	8,0	4,5	3,5
	jul-12	10,0	7,97	1328	10	4,1	9,19	0,08	0,43	9,82	1,27	1,27	6,1	4,6	1,5
	dic-12	21,0	7,20	601	65	4,0	2,23	0,25	0,96	3,44	0,60	0,80	18,6	11,7	6,8
	mar-13	20,0	7,97	1229	30	3,0	5,36	0,16	1,11	6,63	0,84	1,05	5,9	3,4	2,5
C2	may-10	16,0	7,73	1249	53	sd	7,85	0,36	0,34	8,69	1,50	2,45	15,3	6,6	8,6
	jul-10	10,0	8,54	1232	29	5,2	6,40	0,06	5,05	11,98	0,86	1,34	6,0	3,5	2,5
	oct-10	16,0	7,76	1116	61	1,0	6,25	0,33	0,60	6,20	0,87	1,80	13,9	6,3	7,6
	feb-11	25,0	7,81	1271	31	1,1	10,70	0,13	0,52	11,34	1,34	1,81	14,2	6,1	8,2
	jul-12	11,6	7,70	1367	66	2,0	13,33	0,13	0,20	13,66	2,14	3,25	36,8	19,1	17,7
	dic-12	22,0	7,12	606	62	4,0	2,09	0,15	0,94	3,17	0,59	0,76	18,6	11,4	7,1
	mar-13	21,0	7,74	1199	25	4,7	4,37	0,14	0,81	5,32	0,78	1,03	8,2	6,3	1,8
C3	may-10	16,0	7,86	1261	20	sd	4,95	0,11	0,82	5,70	0,95	1,29	5,9	3,7	2,2
	jul-10	9,0	8,63	1153	23	5,8	7,87	0,08	1,00	9,57	0,60	1,00	5,8	4,7	1,1
	oct-10	18,0	7,97	1059	39	2,1	3,26	0,00	0,05	3,31	0,43	1,29	8,9	5,5	3,4
	feb-10	25,0	7,65	1185	43	0,1	8,44	0,01	0,06	8,51	1,40	2,38	12,6	6,1	6,5
C4	may-10	15,0	7,90	1077	17	sd	4,92	0,45	0,28	5,54	0,95	1,42	6,9	4,7	2,2
	jul-10	10,0	8,62	1244	18	7,1	9,69	0,11	0,87	10,46	0,57	0,86	4,8	2,9	1,9

	oct-10	18,0	8,11	1041	25	4,8	4,28	0,01	0,05	4,83	0,47	1,18	8,9	6,9	1,9
	feb-11	26,0	7,88	1081	17	4,6	7,37	0,07	0,04	7,48	0,99	1,99	13,4	6,3	7,0
EC1	may-10	20,0	7,44	1364	242	sd	23,42	0,06	0,10	23,58	3,71	5,05	117,2	42,5	74,7
	jul-10	18,0	8,04	1347	194	1,3	25,68	0,04	0,04	26,82	2,94	5,79	101,5	46,5	54,9
	oct-10	20,0	7,09	1270	208	0,0	20,38	0,07	0,14	20,61	4,74	7,10	179,9	82,8	97,1
	feb-11	27,0	7,33	1330	147	0,0	15,61	0,03	0,04	15,68	2,42	5,22	85,9	25,5	60,4
	jul-12	16,7	7,17	1555	247	0,1	25,94	0,09	0,00	27,29	4,16	7,39	164,1	96,0	68,1
	dic-12	20,0	7,30	1165	33	3,8	9,35	0,06	0,00	9,79	2,40	2,40	30,1	22,9	7,2
	mar-13	22,0	7,26	1118	7	18,5	0,48	0,00	0,13	0,61	0,18	0,48	10,0	8,0	2,0
EC2	may-10	16,0	7,96	872	46	sd	1,76	0,05	0,43	2,23	0,46	0,55	5,0	1,7	3,3
	jul-10	10,0	8,70	888	20	8,7	5,44	0,04	0,83	5,84	0,25	0,43	2,7	1,7	1,0
	oct-10	17,0	8,30	921	25	9,3	22,58	0,07	0,18	22,75	0,29	0,58	3,9	2,9	1,0
	feb-11	23,0	7,42	1530	331	0,0	35,83	0,05	0,57	36,44	1,04	6,52	67,4	30,9	36,5
D1	may-12	13,0	7,51	342	32	5,7	0,29	0,02	0,24	0,55	0,43	0,48	17,6	10,5	7,0
	jul-12	8,3	8,51	1882	7	13,3	1,35	0,02	0,34	1,70	0,11	0,23	2,8	2,3	0,6
	dic-12	22,0	7,17	717	33	4,0	0,21	0,03	0,95	1,19	0,18	0,36	20,2	12,6	7,6
	mar-13	22,0	7,93	1435	40	5,0	0,59	0,10	0,94	1,63	0,30	0,52	7,3	4,3	2,9
D2	may-12	13,0	7,42	344	33	5,7	0,35	0,03	0,27	0,64	0,52	0,52	18,0	10,5	7,5
	jul-12	7,9	8,46	1886	9	12,8	2,79	0,02	0,33	3,15	0,21	0,30	4,2	2,7	1,6
ED1	may-12	13,0	7,41	740	99	3,0	34,90	0,04	0,15	35,09	5,55	5,55	32,8	17,6	15,2
	jul-12	10,8	7,24	2603	69	8,3	74,34	0,04	0,38	74,75	3,18	4,21	29,6	14,4	15,2

ANEXO 1

Determinaciones fisicoquímicas realizadas en muestras de agua superficial de los arroyos La Choza, Durazno y efluentes industriales (continuación)

Sitio	Fecha	S-SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Dureza	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	DBO	DQO	Coliformes totales	<i>E. coli</i>	SDT
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	UFC/ml	UFC/ml
C0	feb-11	24	276	25	10	104	10	67	17	0	sd	sd	sd	430
C1	may-10	40	785	29	11	117	63	267	13	10	sd	sd	sd	1208
	jul-10	34	757	29	15	133	67	267	14	16	sd	sd	sd	1183
	oct-10	33	639	24	11	107	57	200	10	61	sd	sd	sd	975
	feb-11	36	637	26	14	124	68	250	14	4	sd	sd	sd	1045
	jul-12	39	813	28	15	133	70	300	13	10	110	20	20	1278
	dic-12	14	364	15	9	77	30	83	11	<6	128	340	260	527
	mar-13	41	626	26	16	129	73	128	13	7	27	sd	sd	922
C2	may-10	37	793	25	13	114	67	262	17	sd	sd	sd	sd	1214
	jul-10	33	745	32	13	132	61	271	15	33	sd	sd	sd	1170
	oct-10	31	644	24	11	104	60	200	11	65	sd	sd	sd	981
	feb-11	33	618	25	15	122	72	250	13	sd	sd	sd	sd	1026
	jul-12	35	856	26	15	128	81	317	19	91	222	336	336	1350
	dic-12	16	366	15	10	77	31	79	10	6	123	400	320	526
	mar-13	39	623	25	16	126	72	129	14	10	32	sd	sd	917
C3	may-10	38	762	27	11	112	59	267	14	7	sd	sd	sd	1177
	jul-10	32	736	28	15	131	59	275	14	14	sd	sd	sd	1159
	oct-10	31	625	24	11	104	53	233	9	69	sd	sd	sd	986

	feb-10	26	579	23	14	115	66	250	12	sd	sd	sd	sd	970
C4	may-10	39	774	27	11	113	61	267	14	8	sd	sd	sd	1192
	jul-10	34	748	28	14	129	55	271	15	10	sd	sd	sd	1163
	oct-10	31	620	24	10	100	52	217	9	61	sd	sd	sd	963
	feb-11	24	527	22	12	106	61	200	11	9	sd	sd	sd	858
EC1	may-10	27	854	28	5	90	85	254	27	sd	sd	sd	sd	1280
	jul-10	26	818	24	12	109	87	296	23	184	sd	sd	sd	1286
	oct-10	29	854	16	12	90	88	233	18	sd	sd	sd	sd	1251
	feb-11	12	718	22	14	110	74	233	19	210	sd	sd	sd	1092
	jul-12	33	991	20	17	120	116	300	35	548	767	357	357	1512
	dic-12	20	838	22	15	118	48	126	15	276	1070	0	0	1084
	mar-13	32	594	19	15	110	65	126	10	39	46	sd	sd	861
EC2	may-10	9	741	26	7	92	21	225	12	8	sd	sd	sd	1040
	jul-10	10	677	26	10	107	20	221	12	21	sd	sd	sd	975
	oct-10	13	637	23	8	91	26	200	7	94	sd	sd	sd	914
	feb-11	15	467	22	14	113	246	250	25	78	sd	sd	sd	1039
D1	may-12	17	703	9	5	44	25	sd	sd	0	129	12	4	sd
	jul-12	94	778	35	22	181	185	450	13	<6	85	0	0	1578
	dic-12	33	357	15	11	81	58	94	9	<6	164	29	29	577
	mar-13	85	506	23	19	135	149	140	13	<6	30	sd	sd	935
D2	may-12	16	682	9	5	44	25	sd	sd	2	128	13	4	sd
	jul-12	97	792	35	23	179	189	450	14	<6	89	0	0	1599
ED1	may-12	18	792	18	10	88	33	sd	sd	6	255	36	29	sd
	jul-12	92	1316	48	22	208	200	450	1	6	249	15	15	2130

ANEXO 2

Relevamiento de especies vegetales con un porcentaje de cobertura superior al 5 %

Nombre de la especie	Nombre vulgar	Forma de vida	Origen	Invasor
<i>Acer</i> spp.	arce			
<i>Arctium minus</i>	bardana	Hierba (H)	Exótica (E)	-
<i>Arundo donax</i>	caña de Castilla	H	E	Si
<i>Bothriochloa laguroides</i>		H	N	-
<i>Carduus acanthoides</i>	cardo negro	H	E	-
<i>Cyperus</i> sp.		H	-	-
<i>Conyza bonariensis</i>		H	Nativa (N)	-
<i>Cortaderia selloana</i>	cortadera	H	N	-
<i>Cynodon dactylon</i>	gramilla	H	E	-
<i>Cypella herbertii</i>		H	N	-
<i>Dipsacus sativus</i>	carda	H	E	Si
<i>Echinochloa helodes</i>		H	N	-
<i>Eryngium horridum</i>		H	N	-
<i>Gleditsia triacanthos</i>	acacia negra	Leñosa (L)	E	Si
<i>Hydrocotyle</i> sp.	redondita de agua	H	-	-
<i>Jaborosa integrifolia</i>		H	N	-
<i>Lotus tenuis</i>		H	E	-
<i>Ludwigia splendens</i>		Palustre (P)	N	-
<i>Morus alba</i>	mora	L	E	Si
<i>Parkinsonia aculeata</i>	cina cina	L	N	-
<i>Paspalum disticum</i>		H	N	-
<i>Polygonum</i> sp.		P	-	-
<i>Polygonum punctatum</i>	catay dulce	P	N	-
<i>Rorippa</i> sp.		H	-	-
<i>Sagittaria montevidensis</i>	saeta de agua	P	N	-
<i>Salix babylonica</i>	sauce llorón	L	E	-
<i>Salix fragilis</i>		L	E	-
<i>Sisyrinchium</i> sp.		H	N	-
<i>Solanum sisymbriifolium</i>	revienta caballos	H	N	-
<i>Sorghum alepense</i>	sorgo	H	E	Si

