



REVISTA

BIOLOGÍA ACUÁTICA

ISSN 1668-4869

Los bañados de desborde fluvial

Aportes desde la ecología acuática para su conservación

¿Por qué conservar los bañados de desborde fluvial?

Los sistemas fluviales a lo largo de su recorrido hacia el mar interactúan con el valle aluvial que lo circunda, adquiriendo características específicas de acuerdo con la geología y la pendiente, que a su vez son moduladas por la variabilidad temporal. En las grandes llanuras, como la pampeana, el rasgo distintivo que condiciona la hidrología es la escasa pendiente del terreno, esto favorece la aparición en algunos tramos de humedales vinculados a los cursos de agua denominados bañados de desborde fluvial, que pueden extenderse desde unos pocos metros a kilómetros. Estos ambientes acuáticos se originan por un afloramiento del nivel freático y una disminución local del gradiente hidráulico, lo que da lugar a un ensanchamiento del curso de agua principal y la aparición de una red de microdrenaje que acompaña a este último. Estas condiciones favorecen el desarrollo de una abundante y variada vegetación acuática que los identifica. En el NE de la Provincia de Buenos Aires este tipo de ambiente es frecuente, siendo el hábitat de una abundante y variada biota y cumpliendo un rol clave en la ecología de las cuencas que los poseen. En el último siglo el avance de la agricultura y la urbanización en la llanura pampeana han comenzado a ser una amenaza para estos humedales, conduciendo en muchos casos a su desaparición antes de poder inventariarlos, perdiéndose así unidades funcionales fluviales que contribuyen a la estructura y funcionamiento de las cuencas.

Un caso representativo de lo relatado precedentemente lo constituye el partido de La Plata y sus alrededores, donde desde comienzos del 1800 se comenzaron a asentar pequeños pueblos. Estos poco a poco fueron incrementando el tamaño poblacional y avanzando hacia zonas bajas, cercanas a los cursos de agua, para realizar prácticas agrícolas y progresar con la urbanización. Esto llevó a que varios bañados de desborde de fluvial comenzaran a desaparecer o bien a retraerse, perdiéndose así los beneficios que prestan para la integridad ecológica de las cuencas. Entre ellos merece mencionarse la recarga y descarga de acuíferos, ya que el agua al atravesar el humedal facilita la infiltración, y por lo tanto este tipo de ambiente ofrece una función más allá de su localización puntual en el curso de agua. Además, favorecen los procesos de auto purificación del agua al facilitar que la misma se infiltre lentamente a través del perfil del suelo donde operan una serie de procesos que conducen a mejorar la calidad del agua del acuífero. También contribuyen a la prevención de la intrusión de agua salada proveniente del estuario del Río de la Plata. Por otra parte, estos humedales son capaces de regular la velocidad de la corriente, retener sedimentos, nutrientes y contaminantes, constituyéndose en áreas con una notable actividad metabólica que contribuye a mejorar la calidad del agua abajo de los mismos. Un aspecto particularmente destacable es el vinculado a la biodiversidad, constituyéndose en hábitats para que desde microorganismo hasta aves y mamíferos encuentren condiciones propicias para refugio, alimentación y reproducción; contribuyendo a su vez, a través de las tramas tróficas, con los ciclos biogeoquímicos. Asimismo, son áreas con un gran potencial para repoblar los cursos de agua a través de los inóculos y estados de resistencia de los organismos que albergan aún durante los períodos de sequía

En este número de Biología Acuática se incluyen una serie de artículos que analizaron la hidrología superficial y subterránea, la vegetación que los identifica, las características fisicoquímicas, el metabolismo, las microcomunidades halladas en el agua y el sedimento, macroinvertebrados, peces y aves de distintos bañados de desborde fluvial. El objetivo común fue estudiar como la urbanización y la agricultura amenazan estos ambientes y para ello se seleccionaron cuatro casos

de estudio conformados por bañados de desborde fluvial ubicados en cuencas con distintos usos del suelo para comprobar como el deterioro de la calidad ambiental de los humedales incide sobre la pérdida de los beneficios que brindan. Para contextualizar estos resultados también se abordó el proceso de urbanización del partido de La Plata, entendiendo su historia y los eventos más importantes que han llevado al actual estado ambiental y las consecuencias que acarrear. También se exponen una serie de acciones para mitigar las consecuencias de las intervenciones humanas. Finalmente se trataron aspectos vinculados a la legislación reconociéndose el rol de la ciencia en la generación de medidas que los protejan. Esto es fundamental para comprender la dinámica de los ecosistemas y así entender mejor los riesgos, tanto naturales como materiales y humanos, promoviendo una metodología participativa y de búsqueda de consensos que contribuya a beneficiar a la población entendiendo la necesidad de conservar los humedales. La meta de esta publicación es llegar, a través del conocimiento científico, a los gestores quienes deben tomar decisiones sobre el uso del suelo, entendiendo el rol que cumplen los humedales al contribuir a la solución de problemas ambientales. Entender esto seguramente ayudará a mitigar algunas catástrofes como las que ocasionan las sequías o bien las inundaciones, de la que el Partido de La Plata ha sido tristemente protagonista en las últimas décadas. Pero también esperamos que la comunidad al comprender la necesidad de proteger los humedales, que muchas veces pasan desapercibidos por no ser lo suficientemente valorados, tenga una herramienta más al momento de petitionar ante las autoridades una planificación sustentable del territorio.

Nora Gómez y Miriam Maroñas

Los bañados de desborde fluvial: Una mirada desde la geohidrología

LEANDRO RODRIGUES CAPÍTULO¹, EDUARDO KRUSE¹ Y NORA GÓMEZ²

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Centro de Estudios Integrales de la Dinámica Exógena (CEIDE), Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata (UNLP), La Plata, Argentina.

²Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CONICET - UNLP), La Plata, Argentina

E-mail: leandrorodriguescapitulo@gmail.com

RESUMEN. Los bañados de desborde fluvial (BDF) abarcan tramos (cientos de metros a kilómetros) de los sistemas fluviales pampeanos, con características y funciones particulares. Estos humedales se originan por un afloramiento del nivel freático y una disminución local del gradiente hidráulico, lo que da lugar a un ensanchamiento del curso de agua principal y la aparición de una red de microdrenaje que acompaña a este último. Estas condiciones favorecen el desarrollo de humedales asociados al curso principal, con un importante desarrollo de la vegetación característica de suelos muy húmedos. El objetivo de este trabajo fue el de analizar las características hidrológicas y la calidad del agua de los BDF en zonas urbanizadas con actividad agrícola (localizados en los arroyos Carnaval y Del Gato) y en zonas rurales con ganadería extensiva (ubicados en los arroyos Cajaravillas y Chubichamini), del NE de la provincia de Buenos Aires, con el fin de reconocer cómo los diferentes usos del suelo modifican las condiciones de conservación de los humedales. Los análisis geohidrológicos se realizaron a escala regional (cuenca), semi-detalle (subcuenca) y detallada (BDF). Los resultados mostraron que la sobreexplotación de las aguas subterráneas afecta a la permanencia del agua en los humedales, debido a la desconexión entre el nivel freático y el nivel basal de los BDF situados en las zonas urbanizadas con actividad agrícola. En estos últimos se ha observado también que el aporte de nutrientes contribuye significativamente al deterioro de la calidad del agua. La conclusión es que un diagnóstico ambiental de estos BDF requiere un enfoque regional de los procesos hidrológicos para adoptar acciones adecuadas para su conservación.

Palabras clave: Agua subterránea, agricultura, calidad del agua, hidrología, urbanización.

ABSTRACT. The riverine wetlands (RWs) cover stretches (ranging from hundreds of meters to kilometers) of the Pampean river systems, with particular characteristics and functions. These wetlands are the result of an outcropping of the phreatic level and a local decrease in the hydraulic gradient, which gives rise to a widening of the main watercourse together with the appearance of a micro-drainage network. These conditions favor the development of wetlands associated with the main course, with a significant development of the typical vegetation of very wet soils. The aim of this study was to analyze the hydrological characteristics and water quality of the RWs located in urbanized areas with agricultural activity (in Carnaval and Del Gato streams) and in rural areas with extensive cattle farming (in Cajaravillas and Chubichamini streams), in order to recognize how different land uses modify the conservation conditions of the wetlands. The geohydrological analyses were carried out on a regional (basin), semi-detailed (sub-basin) and detailed (RWs) scale. The results showed that the overexploitation of groundwater affects the permanence of water in the wetlands, due to the disconnection between the phreatic level and the basal level of the RW

located in the urbanized area with agricultural activity. In these latter, the supply of nutrients also influences the deterioration of water quality. The conclusion is that an environmental diagnosis of these RWs requires a regional approach to hydrological processes in order to adopt adequate actions for their conservation.

Keywords: Hydrology, groundwater, water quality, agriculture, urbanization.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas fluviales a lo largo de su recorrido hacia el mar interactúan con el valle aluvial que lo circunda, adquiriendo características específicas de acuerdo con la geología y la pendiente, que a su vez son moduladas por la variabilidad temporal. En las grandes llanuras, como la pampeana, el rasgo distintivo que condiciona la hidrología es la escasa pendiente del terreno. Esto ha llevado a reconocer a este tipo de ambientes como sistemas hidrológicos no típicos (SHNT) (Fertonani & Prendes, 1983), en los cuales no es posible identificar una red de drenaje integrada, un escurrimiento superficial definido por cursos de agua discretos o procesos erosivos fluviales. Como consecuencia de ello los métodos de cuantificación, medición y pronósticos presentan adaptaciones particulares que los diferencian. En este contexto, las aguas superficiales y subterráneas conforman una unidad, en donde los movimientos verticales del agua prevalecen sobre los horizontales, estando expuestos a las variaciones climáticas que conducen a excesos y déficit de agua (Kruse & Zimmermann, 2002). El clima húmedo de la región suele determinar la inundación temporaria del territorio conduciendo al anegamiento del suelo el cual se manifiesta a partir del desarrollo de cuerpos de agua someros, que están vinculados directa o indirectamente a los cursos de agua.

En los sistemas fluviales pampeanos del NE de la Provincia de Buenos Aires es posible identificar tramos que pueden abarcar desde un centenar de metros hasta kilómetros, denominados como bañados de desborde fluvial (BDF), con características y funciones particulares. En condiciones naturales este tipo de ambientes se generan a partir del afloramiento del nivel

freático y por una disminución local del gradiente hídrico (diferencia de alturas hidráulicas de un curso de agua), lo cual se traduce en un ensanchamiento del curso de agua principal y la aparición de una red de microdrenaje, que acompaña a este último. Esta red permanece inactiva durante algunos períodos en ausencia de precipitaciones, reactivándose durante etapas lluviosas cuando la intensidad de estas supera la capacidad de infiltración del terreno. Esta condición favorece la generación de humedales asociados al curso principal que presentan un importante desarrollo de vegetación característica de suelos muy húmedos manifestados a partir de rasgos de hidromorfismo. Estos “ecotramos”, de acotada expresión en el terreno, cuyo anegamiento en superficie se expande y contrae periódicamente, tienen una estructura biótica que es producto de las interacciones bidireccionales entre el curso principal y la planicie de inundación, que a su vez dependen estrechamente de la descarga del agua subterránea.

El avance de la urbanización y las prácticas agrícolas han ido destruyendo o alterando este tipo de ambientes en la llanura y con ello modificando los beneficios que prestan como por ejemplo a los procesos de depuración (Cochero *et al.*, 2020; Gasparini *et al.*, 2019; Gómez *et al.*, 2016; Latta *et al.*, 2018) como hábitat y refugio para la biota (Gómez *et al.*, 2016) y la regulación de crecidas (Kruse y Laurencena, 2005), entre otros. Teniendo en cuenta estas consideraciones en este trabajo se propone la caracterización geohidrológica de casos de estudio contrastantes de BDF expuestos a diferentes usos del suelo. Para lograr estos objetivos se seleccionaron dos BDF localizados en una zona rural y otros dos influenciados por la agricultura y la urbanización, ubicados en el noreste de la provincia de Buenos Aires. La finalidad de este estudio es reconocer como las

intervenciones humanas, en las cuencas donde se desarrollan estos humedales, modifican sus características naturales.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio se encuentra localizada en la llanura pampeana, en el NE de la Provincia de Buenos Aires. El clima es húmedo a subhúmedo, con una precipitación media anual de 1060 mm/año y una evapotranspiración de 783 mm/año. La precipitación constituye el principal ingreso de agua a considerar en el balance hidrológico de esta zona (Laurencena *et al.*, 2010).

Se trata de un ámbito llano de escasa pendiente, en donde el acuífero freático se halla a poca profundidad, entre 1 y 3 m b.n.t., (metros bajo el nivel del terreno) y presenta un escurrimiento local hacia los cursos de agua y regionalmente

hacia el estuario Río de la Plata (Figura 1). Los gradientes hídricos medios se encuentran en un rango de 0,6 a los 0,9 m/km.

Los BDF analizados en este trabajo están vinculados a tramos de los arroyos cuya extensión es de aproximadamente 1000 m de longitud y en donde el gradiente hídrico disminuye progresivamente dando lugar a la ampliación del cauce. Esta condición se pone de manifiesto a partir de la aparición de humedales en forma alargada y cuyo ancho es variable.

Los BDF seleccionados se clasificaron según los usos de suelo en dos grupos, uno de ellos situados en la zona periurbana (BDF Carnaval y BDF del Gato) y el otro en zonas rurales (BDF Cajaravillas y BDF Chubichamini).

El grupo situado en la zona periurbana está asociado a las cuencas de los arroyos Carnaval y del Gato, ubicándose en los suburbios de la ciudad de La Plata, distantes a 7 km y 3 km respectivamente de sus cabeceras (Figura 1).

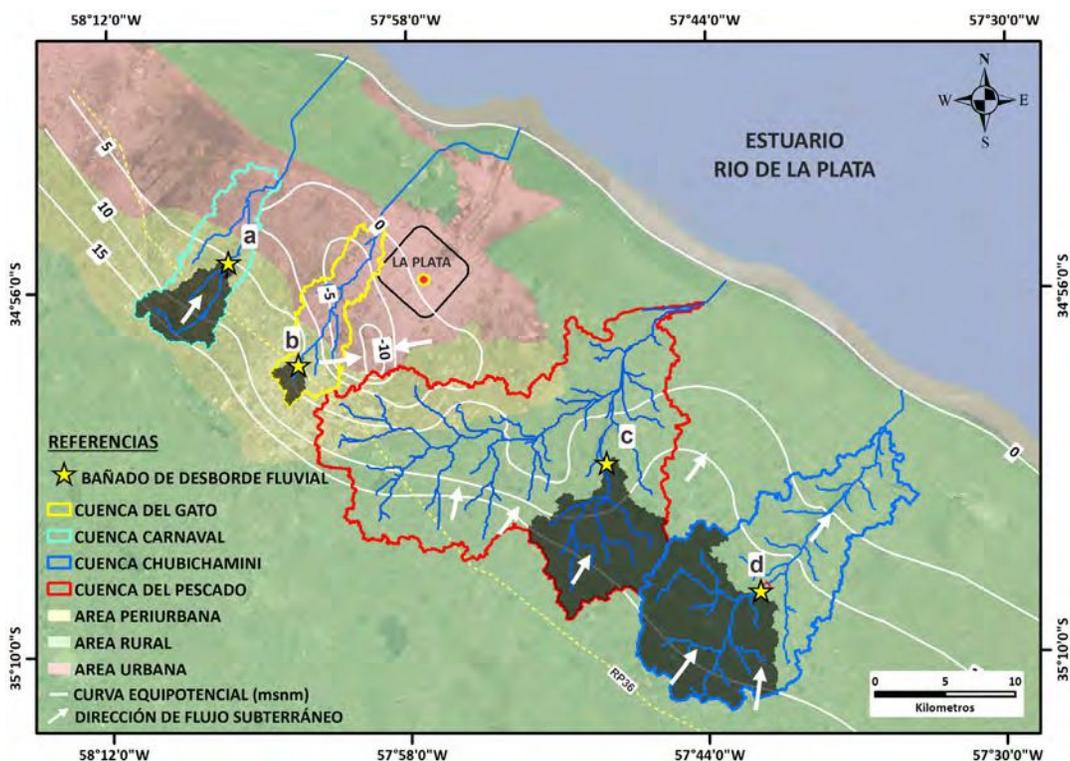


Figura 1. Área de estudio. Ubicación de las cuencas, subcuencas y bañados de desborde fluvial. **a.** BDF Carnaval, **b.** BDF Del Gato, **c.** BDF Cajaravillas y **d.** BDF Chubichamini.

Figure 1. Study area. Location of studied watersheds, sub-basins and riverine wetlands. **a.** RW Carnaval, **b.** RW Del Gato, **c.** RW Cajaravillas and **d.** RW Chubichamini.

El primero se encuentra rodeado por cultivos de soja, el segundo se encuentra influenciado por la actividad hortícola. Aguas abajo, ambos arroyos atraviesan zonas pobladas y sus cauces han sido fuertemente intervenidos por la acción del hombre (canalizaciones, entubamientos, etc) condicionando su vinculación con el estuario del Río de la Plata, donde desaguan.

El otro grupo ubicado en zonas rurales se corresponden con las cabeceras de las cuencas de los arroyos Chubichaminí y Cajaravillas, respectivamente (Figura 1). Se han estimado a partir de aforos puntuales, caudales en ambos arroyos de 0,4 m³/s. Ambos cursos de agua drenan hacia el estuario del Río de la Plata atravesando zonas rurales con escasa intervención antrópica en su escurrimiento superficial. El uso del suelo es rural con ganadería extensiva (0,7 vacas /ha).

El agua subterránea de ambas cuencas presenta características bicarbonatadas sódicas, evolucionando a clorurada sódica hacia la zona de descarga. El agua superficial también posee agua de características bicarbonatadas sódicas que pasan gradualmente a cloruradas sódicas, que en algunas oportunidades pueden presentar alta turbiedad producto del transporte en suspensión de materia orgánica (Bazán *et al.*, 2011).

Muestreos y análisis de la información

En la metodología adoptada se planteó un análisis en sucesivas aproximaciones, partiendo de una caracterización regional para progresivamente avanzar hacia un análisis detallado de los BDF seleccionados.

Es así que se tuvieron en cuenta distintas escalas de análisis, según los siguientes niveles:

1. Cuenca hidrográfica (escala regional), vinculada a las características generales de la unidad hidrológica.
2. Subcuenca de aporte al BDF (escala de semidetalle), integrando las variables hidrológicas que se manifiestan entre las cabeceras y los sitios de estudio.
3. BDF (escala de detalle), abordando las particularidades de los bañados propiamente dichos.

La caracterización regional y de semidetalle

se realizó a través de imágenes de satélite de Google Earth. Su delimitación se llevó a cabo utilizando un DEM (Modelo de Elevación Digital) de una imagen capturada por el satélite ALOS, equipado con un sensor de radar "PALSAR" (Radar de Apertura Sintética de Banda L Tipo Phased Array) con una resolución espacial de 12,5 m.

Para el análisis a escala de detalle se realizaron vuelos aerofotogramétricos mediante el empleo de un dron multirrotor Phantom IV Pro equipado con un sensor RGB de alta definición, sensor infrarrojo para detección de obstáculos, sistema estabilizador automático en vuelo, altura máxima de 500 m snt (metros sobre el nivel del terreno) y una velocidad límite de 15 m/s. De este modo, la configuración del vuelo contempló la mejor relación de solapamiento de fotografías, altura de vuelo, velocidad de vuelo, grado de detalle del pixel, entre otros.

La elección de la grilla de vuelo en los casos estudiados incluyó como criterio las bajas pendientes del terreno (menores al 1%) que caracterizan a la llanura pampeana. Con relación al solapamiento y con el objeto de garantizar la fiabilidad tanto de los ortomosaicos como también del modelo digital de elevación, se seleccionó el distanciamiento óptimo entre transectas de vuelo permitiendo un solapamiento mayor al 70%. La velocidad de vuelo se fijó con la finalidad de permitir el relevamiento de toda el área mediante el empleo de una única batería.

Para un relevamiento del orden de 30 h se emplearon grillas de 1000 m de longitud por 300 m de ancho. La tarea se realizó a una altura de vuelo de 120 m snt, en menos de 15 minutos, obteniéndose aproximadamente 300 fotografías conseguidos a partir de 6 o 7 transectas.

La verificación de los valores planialtimétricos obtenidos con el dron requirieron el acotamiento de puntos de control situados en sectores estratégicos. Los puntos acotados, con una precisión de centímetros, sirvieron como red de apoyo para validar los datos obtenidos por el dron durante el post-proceso en gabinete.

Para el procesamiento de los fotografías se emplearon softwares de fotogrametría a partir de los cuales se confeccionó un modelo digital de elevación (DEM) y un ortomosaico

georreferenciado y ortorectificado que integra todas las tomas realizadas resultando en una imagen de detalle con una resolución espacial del orden 3 cm/píxel.

Para la transformación del DEM a MDT (Modelo digital del terreno) en primer lugar se realizó la clasificación de los puntos del terreno. Este proceso permite discriminar aquellos píxeles asociados a la vegetación de aquellos que resultan del terreno propiamente dicho. Posteriormente se creó una malla en donde los puntos asociados a la vegetación fueron excluidos permitiendo obtener mapas de curvas topográficas acordes al terreno estudio.

Para la integración de la información generada se emplea un sistema de información geográfica, a partir del cual fue posible la creación de diferentes capas raster y vectoriales consistentes en mapas de dirección y acumulación de flujo; delimitación de cuencas e identificación de la red drenaje principal y secundaria cuyos productos permitieron el análisis con diferentes escalas de detalle.

Adicionalmente, se realizaron sondeos manuales cuya profundidad final alcanzó los 8 m b.n.t. Para llevar a cabo dicha tarea se empleó un barreno tipo "cola de pescado" a partir del cual se identificó la posición del nivel freático y además se obtuvieron muestras de cutting de perforación. Se elaboraron mapas isofreáticos para determinar la relación entre los BDF y el agua subterránea. En aquellos sectores ubicados en áreas con niveles freáticos someros, se ejecutaron perforaciones de monitoreo en donde se instalaron sensores de nivel automáticos (Solinst, Modelo 3001 - LTC Levellogger Edge) los cuales posibilitaron la obtención de registros continuos de los niveles hidráulicos. Adicionalmente se extrajeron muestras de agua subterránea (500 ml) para la caracterización hidroquímica (cationes y aniones) que fueron analizados según la metodología propuesta por Clesceri *et al.* (1998). En aquellos que no están relacionados con el agua subterránea, se utilizaron pozos de extracción de agua cercanos a los BDF.

Para la caracterización de los usos del suelo se emplearon los criterios de Laurencena *et al.* (2010). Los datos de temperatura y lluvia se registraron a partir de la información de una

estación meteorológica (Davis Vantage Pro2), instalada en el área de estudio.

Con la finalidad de caracterizar la calidad del agua superficial se realizaron muestreos en otoño (marzo de 2017), invierno (junio de 2017), primavera (noviembre de 2017) y verano (febrero de 2018) en las cuatro BDF. En cada muestreo se midieron *in situ* pH, conductividad, turbidez, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto y la temperatura. También se extrajeron muestras de agua superficial por triplicado para la determinación de fósforo reactivo soluble, nitratos, nitritos, amonio, DBO5 y DQO, que fueron refrigeradas y transportadas hasta el arribo al laboratorio. Los nutrientes se analizaron según Mackereth *et al.* (1978) y las demandas de oxígeno según Clesceri *et al.* (1998).

Las diferencias de las variables físico-químicas se analizaron mediante un ANOVA unidireccional y la prueba de Tukey *a posteriori* ($p < 0,05$), cuando se cumplieron los supuestos de normalidad y homocedasticidad. En los casos en que los datos no cumplían con estos supuestos, se realizó ANOVA unidireccional en los rangos (Kruskal-Wallis), seguido *a posteriori* por la prueba de Dunn ($p < 0,05$).

RESULTADOS

Cuencas hidrográficas

El sistema hidrológico regional se vincula a cuencas cuyas cabeceras coinciden con la traza de la Ruta 36, presentando una forma alargada en sentido SO-NE y drenando sus aguas hacia el estuario del Río de la Plata (Figura 1). Las cuencas hidrográficas en las cuales se incluyen los cuatro casos de estudio seleccionados se caracterizan por los parámetros morfométricos que se indican en las Tablas 1 y 2.

El flujo subterráneo se produce regionalmente hacia el estuario, aunque en el sector S del casco urbano de La Plata se identifica un cono de depresión el cual se vincula con la extracción intensiva de aguas subterráneas cuyo ápice se centra en la localidad de Los Hornos y alcanza una profundidad mayor a los -10 msnm (Figura 1).

La característica principal de las cuencas del

Tabla 1. Parámetros de las cuencas de los humedales estudiados.**Table 1.** Parameters of the basins of the studied wetlands.

| | Carnaval | Del Gato | Pescado | Chubichamini |
|------------------------------|-----------------|-----------------|----------------|---------------------|
| Área (km ²) | 54,6 | 42,7 | 337,0 | 190,6 |
| Perímetro (km ²) | 50,3 | 48,1 | 138,8 | 97,5 |
| Longitud del curso principal | 16,2 | 13,1 | 32,7 | 25,3 |
| Densidad de drenaje | 0,57 | 0,56 | 0,61 | 0,56 |
| Kc (Coeficiente de forma) | 0,21 | 0,25 | 0,32 | 0,30 |
| Diferencia de altura (m) | 10,5 | 11,6 | 13,6 | 9,4 |
| Pendiente promedio (m) | 0,06 | 0,09 | 0,04 | 0,04 |
| Tiempo de concentración (h) | 10,8 | 8,6 | 20,4 | 17,1 |

primer grupo de humedales (Carnaval y Del Gato) se asocia a una red de drenaje que ha sido fuertemente modificada a partir de rectificaciones, canalizaciones, dragados y entubados. Las diferencias de altura entre la zona de cabecera y la desembocadura alcanzan los 11 metros y se manifiestan en el terreno a partir de pendientes relativamente bajas en un rango entre 0,6 y 0,9 m/km en las cuencas de los arroyos Carnaval y Del Gato respectivamente generando tiempos de concentración que se encuentran entre 10 y 8 horas (Tabla 1).

Las cuencas del segundo grupo (Cajaravillas y Chubichamini), presentan superficies significativamente mayores (Tabla 1), pendientes ligeramente menores que las descritas anteriormente con valores que rondan los 0,4 m/km y que conservan su morfología natural en toda su extensión. Con diferencias de alturas de entre los 13 y 9 m, los tiempos de concentración alcanzan las 20 y 17 horas en las cuencas de los arroyos El Pescado y Chubichamini, respectivamente.

Subcuencas de aportes a los BDF

Las características de las subcuencas que alimentan a los humedales Carnaval – Del Gato presentan superficies relativamente pequeñas alcanzando 24,2 y 4,3 km² respectivamente (Tabla 2). Esta condición permite inferir bajos caudales, así como cortos tiempos de

respuesta ante eventos de precipitación. Como consecuencia de la extracción intensiva de aguas subterráneas para el abastecimiento de la población y la producción frutihortícola se produce la desaparición de cursos de carácter permanente. Cabe destacar que, adicionalmente, una parte del caudal de estos cursos de agua tiene su origen por el aporte de aguas residuales y de los excedentes del riego. En el caso del arroyo Del Gato, tanto la canalización e impermeabilización del lecho, así como el emplazamiento de las industrias en los sectores aledaños al curso principal, ha generado la permanencia de un caudal base que se asocia principalmente al vertido de aguas residuales. Esto permitiría explicar la existencia de un flujo de agua semipermanente, incluso en períodos sin precipitaciones.

Las subcuencas de aporte a los BDF Cajaravillas y Chubichamini son de una mayor extensión y el caudal base es aportado principalmente por la descarga del acuífero freático, que se encuentra a escasos centímetros por debajo del terreno. Los cursos se caracterizan por su carácter permanente, aún durante períodos de sequía, con un caudal base constante y un mayor desarrollo en amplitud de los BDF identificados (Tabla 2, Figura 2).

Bañados de desborde fluvial

En la Tabla 3 se muestran las principales particularidades de cada uno de los humedales.

Tabla 2. Parámetros de las subcuencas de los humedales estudiados.**Table 2.** Parameters of the sub-basins of the studied wetlands.

| | Carnaval | Del Gato | Cajaravillas | Chubichamini |
|-----------------------------------|-----------------|-----------------|---------------------|---------------------|
| Área de aporte (km ²) | 24,26 | 4,30 | 60,84 | 88,81 |
| Diferencia de altura | 6,1 | 5,5 | 8,3 | 6,6 |

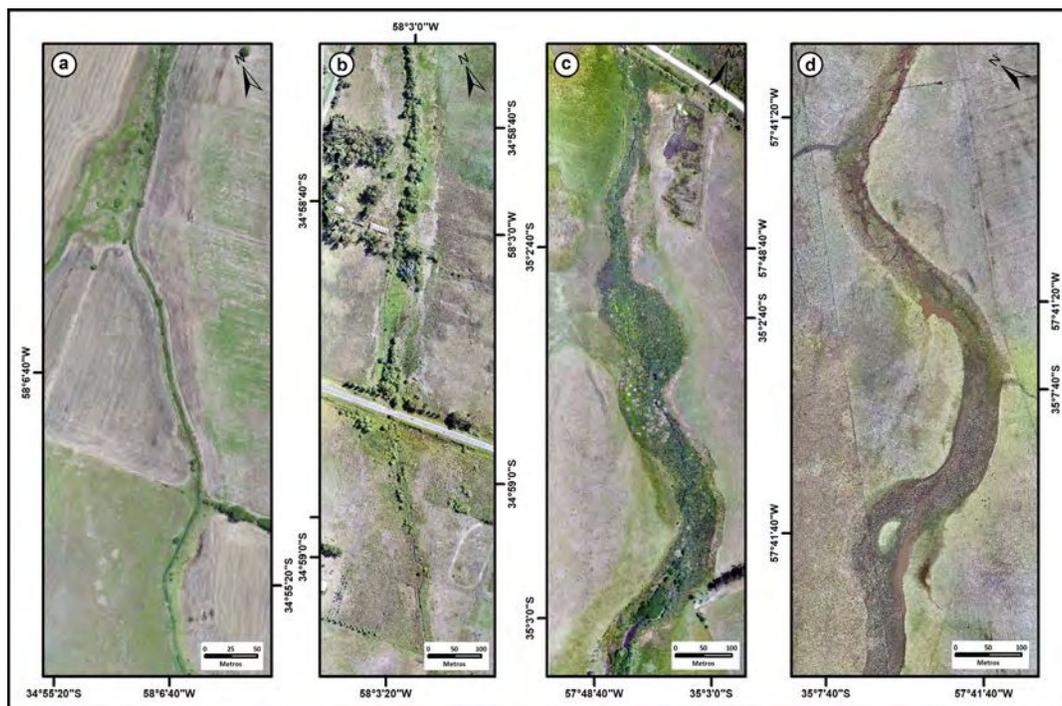


Figura 2. Relevamientos fotogramétricos realizados sobre los humedales ubicados sobre los arroyos **a.** Carnaval, **b.** Del Gato, **c.** Cajaravillas y **d.** Chubichaminí.

Figure 2. Photogrammetric surveys carried out on the riverine wetlands located on the **a.** Carnaval, **b.** Del Gato, **c.** Cajaravillas and **d.** Chubichaminí streams.

La manifestación de los BDF es localizada en relación con ligeras variaciones de la pendiente del curso de agua. Esta condición se traduce en una disminución de la energía y velocidad de flujo y por tanto un ensanchamiento del cauce principal generando una mayor superficie afectada al humedal, cuyos límites se manifiestan de manera difusa hacia ambas márgenes (Figura 2).

En los casos de los humedales de la zona rural, se identifica un curso principal de escasa expresión acompañado por una red de microdrenaje el cual pudo ser identificado

a partir de la topografía de detalle realizada a partir del relevamiento fotogramétrico (Figura 3). El curso principal presenta un gradiente de $3,5 \cdot 10^{-4}$ en el caso del Cajaravillas y de $1,2 \cdot 10^{-3}$ en el Chubichaminí.

Tal como se observa en la Tabla 3 y Figura 2, el ancho medio de los BDF Del Gato y Carnaval (Figura 2a y b) es relativamente menor que la de los BDF Cajaravillas y Chubichaminí (Figura 2c y d).

En los BDF Carnaval y Del Gato, no se observa la red de microdrenaje probablemente como consecuencia de la profundización, dragado y

Tabla 3. Parámetros de las subcuencas de los humedales estudiados.

Table 3. Morphometric parameters of the riverine wetlands

| | Carnaval | Del Gato | Cajaravillas | Chubichaminí |
|--------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| Area Humedal (m ²) | 20015 | 81355 | 337 | 190.6 |
| Longitud del humedal (m) | 843 | 1451 | 1277 | 1171 |
| Ancho medio (m) | 82 | 95 | 128 | 158 |
| Diferencia de altura | 0,28 | 0,18 | 0,05 | 0,03 |
| Pendiente % en el humedal | $3,0 \cdot 10^{-2}$ | $1,2 \cdot 10^{-2}$ | $3,5 \cdot 10^{-4}$ | $1,2 \cdot 10^{-3}$ |
| Profundidad del nivel freático | 15,45 | 18,65 | 0,45 | 0,36 |

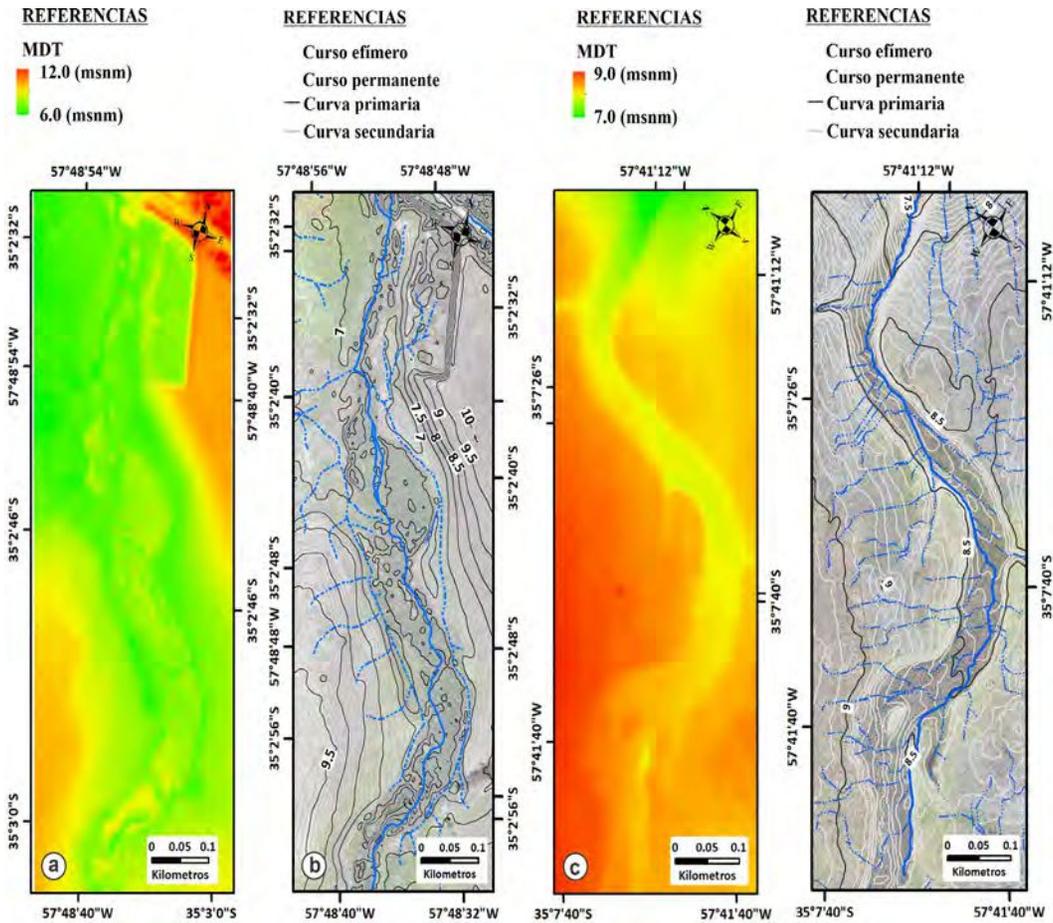


Figura 3. Modelo digital del terreno, mapa topográfico y red de drenaje de los arroyos. **a** y **b** Cajaravillas; **c** y **d** Chubichaminí.

Figure 3. Digital terrain model, topographic map and drainage network of the streams. **a** and **b** Cajaravillas; **c** and **d** Chubichaminí.

rectificación del curso principal (Figura 2a y b). Los resultados obtenidos a partir de los sondeos manuales realizados permitieron definir que el nivel freático se halla a una profundidad mayor a los 8 m b.n.t., lo cual es consistente con los mapeos regionales del agua subterránea. En este sentido, la falta de aporte subterráneo al caudal base condiciona la permanencia y desarrollo de estos humedales, los cuales solo reciben el aporte proveniente de la escorrentía superficial.

En el caso de los BDF Cajaravillas y Chubichaminí los sondeos manuales realizados permitieron identificar un nivel freático el cual se haya a escasos centímetros por debajo del terreno.

Con el objeto de verificar la relación entre el BDF y al agua subterránea, en la Figura 4 se muestran dos situaciones hidrológicas para el BDF del arroyo Chubichaminí, correspondientes al 14 de marzo y 2 junio de 2018 (Figuras 4a y b) y la evolución de los niveles freáticos para un sondeo de monitoreo ubicado próximo al curso de agua (F1). En el lapso existente entre los dos relevamientos se produjo una disminución en el espesor de la zona no saturada de aproximadamente 1,5 m. Asimismo, se pueden reconocer sectores con agua en superficie y sectores con diferente contenido de humedad. El detalle de las imágenes captadas por el dron permite diferenciar las zonas que

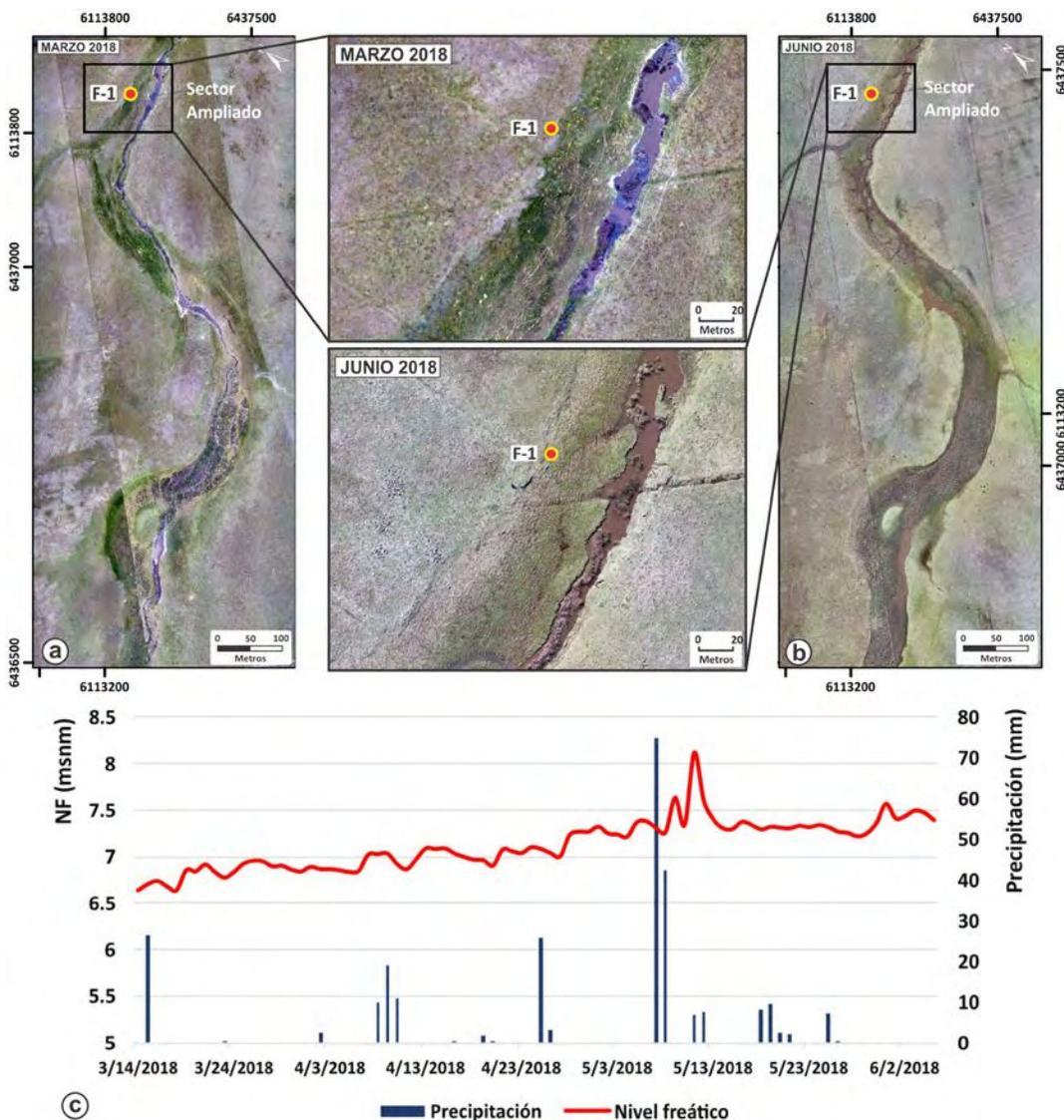


Figura 4. Ortomosaicos del sector de humedal del arroyo Chubichaminí para los meses **a.** marzo y **b.** junio de 2018. En **c.** se muestra la evolución del nivel freático registrado por el sensor automático instalado en la perforación de monitoreo F-1 (Círculo amarillo).

Figure 4. Orthomosaics of the Arroyo Chubichaminí wetland sector for the months, **a.** March and **b.** June of 2018. In **c.** the evolution of the water table recorded by the automatic sensor installed in the monitoring well F-1 (yellow circle) is shown.

presentan acumulación de agua en superficie y las variaciones observadas entre ambas fechas, las áreas del humedal que se relacionan con los cambios de la posición del nivel freático y las variaciones del tipo y estadio de la vegetación. Esta condición también se comprueba a partir de datos hidroquímicos que demuestran una similitud entre la composición del agua superficial

y subterránea de los BDF (Figura 5). En ambos casos el carácter bicarbonatado sódico de las aguas subterráneas se corresponde con el de los humedales. Esta condición permite reconocer la dependencia de la componente subterránea por parte de estos humedales, de modo tal que cualquier intervención que se realice sobre el sistema acuífero impactará de manera directa

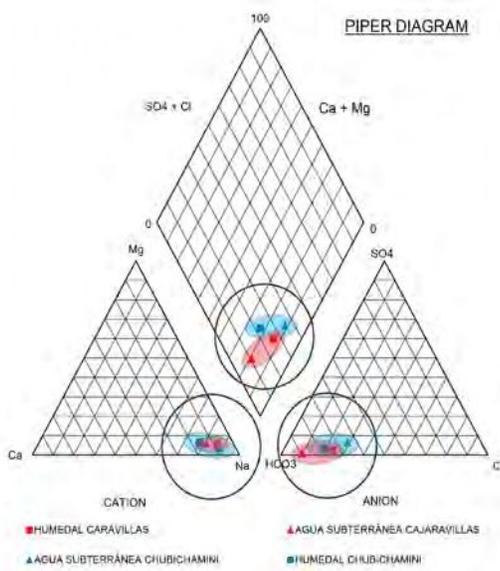


Figura 5. Diagrama de Piper. Muestreo de aguas subterráneas y superficiales realizados sobre los humedales de los arroyos Cajaravillas y Chubichaminí.

Figure 5. Piper diagram. Sampling of groundwater and surface water carried out on the wetlands of the Cajaravillas and Chubichaminí streams.

sobre las condiciones de humedad en superficie, como así también en los ecosistemas en el que se desarrollan estos BDF.

Con el objeto de conceptualizar la relación agua superficial y subterránea en los BDF estudiados, en la Figura 6 se muestra un perfil esquemático para ambas situaciones hidrológicas. Se ejemplifica al BDF Chubichaminí como un humedal asociado al afloramiento del nivel freático, mientras que al BDF Carnaval como una condición sin una influencia directa del agua subterránea.

En el primer caso (Figura 6a), se observa que, de acuerdo con el balance hidrológico, y partiendo de una precipitación media anual de 1060 mm, la evapotranspiración alcanza los 783 mm, la infiltración es de 96,5 mm, mientras que la sumatoria del escurrimiento superficial y subterráneo es de 180,5 mm.

En el arroyo Chubichaminí (Figura 6b), tanto las precipitaciones, la evapotranspiración y la infiltración se mantienen similar respecto al anterior esquema. En este caso, el aporte de las aguas subterráneas (96,5 mm) al caudal base

del arroyo genera un incremento en el caudal aguas abajo y por tanto una disminución del flujo subterráneo en la desembocadura. Esta condición, se pone de manifiesto a partir de verificación de un caudal superficial permanente el cual pudo ser advertido durante los trabajos de campo, incluso en diferentes épocas del año.

Calidad del agua

Las características fisicoquímicas del agua de los BDF demostraron que en el grupo Carnaval – del Gato las concentraciones de fósforo y nitrógeno son significativamente mayores, que se evidencia particularmente en las concentraciones de PO_4^- y de NH_4^+ ($p < 0,001$). En los BDF Chubichaminí – Cajaravillas se observaron valores más altos en la conductividad, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto y DQO ($p < 0,001$) (Tabla S1, suplementaria). Por otra parte, estos últimos presentan concentraciones más elevadas de sólidos en suspensión (BDF Cajaravillas).

Durante el muestreo de marzo de 2018 los BDF Del Gato y Carnaval carecían de agua como consecuencia de la intensa sequía por la que atravesó el área de estudio razón por la cual no se cuenta con registros.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Una caracterización y comprensión de los procesos geohidrológicos con una visión aplicada a las particularidades ecológicas de los bañados de desborde fluvial como los estudiados, requiere plantear metodologías que incluyan distintas escalas espaciales y temporales para su análisis. Por lo tanto, es necesario contemplar en una primera instancia un análisis global en un marco regional de la cuenca de drenaje para en sucesivas aproximaciones alcanzar un mayor detalle en los sitios específicos de estudio.

Las particularidades hidrodinámicas e hidroquímicas que se registran en los BDF son el resultado de procesos hidrológicos que ocurren en su entorno. La selección de BDF localizados en una zona rural y otros influenciados por la agricultura y la urbanización se empleó para reconocer los efectos de las alteraciones

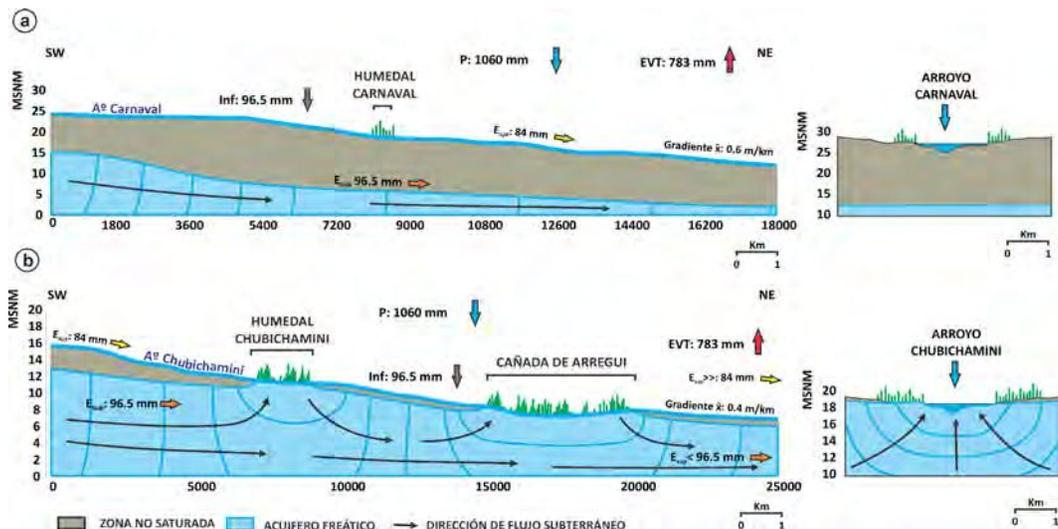


Figura 6. Modelo conceptual de funcionamiento hidrológico para las secciones longitudinales de los arroyos. **a.** Carnaval y **b.** Chubichamini.
Figure 6. Conceptual model of hydrological functioning for longitudinal sections of streams. **a.** Carnival and **b.** Chubichamini.

hidrológicas generadas por las intervenciones humanas y sus consecuencias en el ecosistema asociado a dichos humedales. En tal sentido un análisis comparativo de las situaciones indicadas permitió definir las características geohidrológicas de una de ellas con condiciones próximas a las naturales y la otra fuertemente afectada por la actividad del hombre.

En el primer caso los BDF Cajaravillas y Chubichamini muestran la existencia de agua en superficie en forma permanente, presentando una expansión en períodos húmedos y retracción en épocas secas. En estos humedales el nivel freático se sitúa a escasa profundidad o directamente está aflorando y sus fluctuaciones se asocian a las variaciones en las precipitaciones. La vinculación entre el sistema superficial y subterráneo se verifica también a partir de la similitud hidroquímica de las aguas subterráneas con respecto a las del humedal. En el área de aporte hacia estos BDF predomina la infiltración, produciéndose escurrimiento superficial sólo con lluvias esporádicas de alta intensidad en las que se supera la capacidad de infiltración del suelo. En estos casos los BDF actúan como cuerpos de almacenamiento que amortiguan los picos de las crecidas de agua abajo. En los otros casos estudiados (BDF Carnaval y Del Gato) se destacan las alteraciones

geohidrológicas asociadas a la modificación del uso de la tierra, vinculados a los cultivos hortícolas, canalizaciones, impermeabilización y la sobreexplotación del agua subterránea. En estos casos la presencia de agua en superficie es intermitente y se asocia a las precipitaciones o al vertido de aguas residuales. El nivel freático se encuentra profundo (> 8 m) y no influye en el estado de humedad del BDF ni tampoco en la calidad química del agua. La significativa explotación de agua subterránea origina la profundización de los niveles freáticos. Las características químicas del agua se asocian a las condiciones impuestas por los vertidos de aguas residuales y por los efectos derivados de las prácticas agrícolas (Ej: aumento en el P y N). La intensa actividad hortícola desarrollada en el entorno de estos humedales contribuye al ingreso de nutrientes que promueven la eutrofización del cuerpo de agua. Este tipo de prácticas también acarrearán el empleo de fungicidas, herbicidas e insecticidas muchos de los cuales quedan retenidos en los BDF convirtiéndose en una amenaza para la calidad del agua y para la biota residente (Mac Loughlin *et al.*, 2017; Rimoldi *et al.*, 2018) Es reconocido en la bibliografía que el uso de la tierra agrícola degrada las corrientes al aumentar los aportes no puntuales de contaminantes, impactando

en el hábitat del curso fluvial y su ribera. (Allan, 2004). Por otra parte, la impermeabilización del terreno y la disposición de cultivos bajo cubierta aceleran el escurrimiento superficial disminuyendo las posibilidades de infiltración para la recarga de agua subterránea. Asimismo, la construcción de canales de drenaje disminuye las posibilidades de regulación de las crecidas por parte de los BDF.

Se concluye que este comportamiento geohidrológico resulta un factor significativo en el deterioro de los ecosistemas. Por otra parte, los cursos afectados por alteraciones antrópicas (Ej: dragados, canalizaciones, etc.) han perdido su morfología natural y su conectividad con el estuario del Río de la Plata particularmente en su tramo inferior. Este efecto resulta relevante para la biota ya que se modifican las condiciones naturales, por ejemplo, existen especies de peces que emplean estos cursos como corredores biológicos (Paracampo *et al.*, 2020). Si bien la mitigación de los efectos producidos sobre los ecosistemas ya degradados resulta una tarea compleja, es necesario un uso racional de los recursos a nivel de cuenca hidrográfica. La experiencia obtenida en los BDF con un fuerte deterioro de los ecosistemas lleva a la necesidad de comprender que el desarrollo socioeconómico sobre aquellos cuerpos que aún mantienen condiciones próximas a las naturales estén sujetos a la aplicación de pautas que derivan de una gestión integrada de cuencas y una planificación urbana sustentable. Los problemas de inundaciones, preservación de caudales y calidad del agua, incremento productivos y urbanización, deben resolverse a través de soluciones basadas en la naturaleza. En tal sentido se pueden incluir para ello entre otras prácticas, aquellas relacionadas con la creación de zonas de anegamientos para retener los episodios relacionados con lluvias de alta intensidad, prácticas de protección y estabilización de los cauces y la determinación de áreas de reservas para la explotación de aguas subterráneas.

Finalmente, la conservación de estos pequeños BDF vinculados a los arroyos requieren un diagnóstico y caracterización de las posibles alteraciones antrópicas y una comprensión de

los problemas hídricos a escala regional donde el avance de la urbanización y la agricultura plantean permanente conflictos ambientales.

BIBLIOGRAFÍA

Allan, D. J. (2004). Landscapes and riverscales: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecological and Evolutionary Systems*, 35, 257-284.

Bazán, J. M., Alberino, J. C., Varriano, N., Cariello, J., Kruse, E., Rojo, A., Deluchi, M., y Laurencena, P. (2011). Cuencas del arroyo El Pescado y Del Gato en los partidos de La Plata, Berisso y Ensenada. *Tercera Reunión Anual PROIMCA - Primera Reunión Anual PRODECA*. Mendoza.

Clesceri, L. S., Greenberg, A. E. & Eaton, A. D. (Eds) (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington: American A.D. Public Health Association (APHA).

Cochero, J., Di Giorgi, H., Donadelli, J. H., Suárez, J., Simonetti, S., Finkler N. R. y Gasparini Fernandes Cunha, D. (2020). El rol de los bañados de desborde fluvial en la retención de nutrientes y su actividad metabólica. *Biología Acuática*, 35.

Fertonani, M. E. y Prendes, H. (1983). Hidrología en área de llanura. Aspectos conceptuales, teóricos y metodológicos. En: Fuschini Mejía, M. C. (Ed.). *Hidrología de las Grandes Llanuras* (pp. 787-864). Coloquio de Olavarría. UNESCO. Secretaría Nacional de Recursos Hídricos.

Gasparini Fernandes Cunha, D., Finkler, N. R., Gómez, N., Cochero, J., Donadelli, J. L., Saltarelli, W. A., Calijuri, M. C., Miwa, A. C. P., Tromboni, F., Dodds, W.K., Boëchat, I. G., Gücker, B., & Thomas, S.A. (2019). Agriculture influences ammonium and soluble reactive phosphorus retention in South American headwater streams. *Ecohydrology*, 13(2). <https://doi.org/10.1002/eco.2184>

Gómez, N., Rodrigues Capítulo, A., Colautti, D., Mariñelarena, A., Licursi, M., Cochero, J., Armendariz, L., Maroñas, M., Donadelli, J.,

- Jensen, R., García De Souza, J., Maiztegui, T., García, I., Sathicq, M. B., Suarez, J. y Cortese, B. (2016).** La puesta en valor de los servicios ecosistémicos que ofrecen los arroyos de llanura como una medida de mitigación de las inundaciones: el caso del A° del Gato en el Partido de La Plata. En: Volpedo, A., de Cabo, L; Arreghini, S. y Fernández Cirelli, A. (Eds). *Ecología y manejo de ecosistemas acuáticos pampeanos* (pp. 39 - 52). Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Kruse, E. y Laurencena, P. (2005).** Aguas superficiales. Relación con el régimen subterráneo y fenómenos de anegamiento. En: *Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino - Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires*. (pp. 313-326).
- Kruse, E. y Zimmermann, E. (2002).** Hidrogeología de Grandes Llanuras. Particularidades en la Llanura Pampeana (Argentina). In: *Workshop publication on Groundwater and Human Development* (pp. 2025-2038). Mar del Plata: XXXII IAH Congress.
- Laterra, P., Booman, G. C., Picone, L, Videla, C., Orúe, M. E. (2018).** Indicators of nutrient removal efficiency for riverine wetlands in agricultural landscapes of Argentine Pampas. *Journal of Environmental Management*, 222,148-154.
- Laurencena, P., Deluchi, M., Rojo, A. y Kruse, E. (2010).** Influencia de la explotación de aguas subterráneas en el sector periurbano de La Plata. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 66 (4), 484 – 489.
- Mac Loughlin, T. M., Peluso, L., Marino, D. J. (2017).** Pesticide impact study in the peri-urban horticultural area of Gran La Plata, Argentina. *Science of the Total Environment*, 598, 572-580
- Mackereth, F. J., Heron, F. J. H. & Talling, J. F. (1978).** *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Ambleside: Freshwater Biological Association.
- Paracampo, A., Marrochi, N., García, I., Maiztegui, T., Carriquiriborde, P., Bonetto, C. & Mugni, H. (2020).** Fish assemblages in Pampean streams (Buenos Aires, Argentina): Relationship to abiotic and anthropic variables. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 92(2), 1-17.
- Rimoldi, F., Peluso, L., Rossini, G. B., Ronco, A. E. & Demetrio, P. M. (2018).** Multidisciplinary approach to a study of water and bottom sediment quality of streams associated with mixed land uses: Case study Del Gato Stream, La Plata (Argentina). *Ecological Indicators*, 89,188-198.

Plantas vasculares que habitan los bañados de desborde fluvial del área periurbana de la ciudad de La Plata

CHRISTIAN ALEJANDRO ZANOTTI Y NORA GÓMEZ

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CONICET – UNLP), La Plata, Buenos Aires, Argentina.

E-mail: czanotti@ilpla.edu.ar

RESUMEN. El objetivo de este trabajo fue exponer, a través de cuatro casos de estudio de bañados de desborde fluvial localizados en la llanura pampeana (NE de la Provincia de Buenos Aires), la composición específica y la cobertura relativa de los ensambles de la vegetación asociada a estos humedales. También se exploran las características vinculadas a la tolerancia de las plantas a la presencia de agua, como indicadores de la variabilidad hidrológica, que definen a estos ambientes sometidos a diferentes usos del suelo. Se realizaron relevamientos florísticos mediante transectas transversales al curso del agua, estableciéndose en cada una, nueve unidades muestrales de 1 m², en los bañados ubicados en los arroyos Chubichamini, Cajaravillas, del Gato y Carnaval, durante marzo de 2020. El análisis de los inventarios de los cuatro humedales permitió identificar 44 taxa. La cobertura relativa de las especies, clasificadas de acuerdo con la tolerancia de las plantas a la permanencia del agua en los bañados, posibilitó reconocer cómo los usos del suelo influyen en las características de los mismos. En los que se encuentran en las zonas rurales, mejor conservados y que mantienen la conectividad con el agua subterránea, se observó que la cobertura relativa de las especies de hidrófitas obligadas de humedales más las especies facultativas fue superior al 85 %, que las observadas en zonas periurbanas con actividad agrícola. En estos últimos, se halló la mayor cobertura de especies terrestres (18-30%). Reconocer las características de la vegetación que habita en estos humedales contribuirá a establecer estrategias de manejo para la conservación y rehabilitación, como así también delimitar estos humedales.

Palabras clave: Conservación, humedales, plantas vasculares, usos del suelo.

ABSTRACT. The aim of this work was to describe, through four case studies of riverine wetlands located in the Pampas plain (NE of the Province of Buenos Aires), the specific composition and relative coverage of the vegetation assemblages associated with these wetlands. The characteristics related to the tolerance of plants to the presence of water are also explored, as indicators of hydrological variability, which define these environments subject to different land uses. Floristic inventories were carried out in transects transverse to the watercourse in the riverine wetland located in the streams Chubichamini, Cajaravillas, Del Gato and Carnaval, during March 2020. In each transect, nine sampling units of 1 m² each were taken. The analysis of the inventories of the four wetlands allowed the identification of 44 taxa. The relative coverage of the species, classified according to the tolerance of plants to the permanence of water in the riverine wetland, led to the understanding of the influence of land uses in their characteristics. In those of rural areas, which are better preserved and maintain the connectivity with groundwater, the relative coverage of obligatory hydrophytes plus facultative species was higher than 85% of those observed in peri-urban areas with agricultural activity. The latter had the highest coverage of terrestrial species (18-30%). Recognition of the characteristics of the vegetation that inhabits these wetlands will contribute to establishing management strategies for conservation and rehabilitation, as well as to delimit these wetlands.

Keywords: Conservation, land uses, vascular plants, wetlands.

INTRODUCCIÓN

La vegetación asociada a los humedales ejerce una vital influencia en la estructura y funcionamiento de estos, ya que además de ser la principal comunidad de productores primarios, cumplen importantes roles ecológicos participando como sumideros de CO₂, en el ciclado de nutrientes, en la formación de detritos orgánicos y en la fijación de la energía, entre otros (Cronk & Fennessy, 2001; Thomaz *et al.*, 2009; Hernández, 2010). Esto contribuye a la diversidad, estructura y dinámica de las comunidades bióticas a las que brinda soporte, favoreciendo una alta biodiversidad (Gregg & Rose, 1985; Grenouillet *et al.*, 2002; Lansac-Tôha *et al.*, 2003; Thomaz & Cunha, 2010). Cabe destacar que las plantas vasculares también contribuyen con diversos servicios ecosistémicos que brindan a los cuerpos de agua, ya que algunas de las especies que los habitan tienen la capacidad de depurar el agua reteniendo el sedimento y reduciendo la contaminación (Kollmann & Fischer, 2003; San Martín *et al.*, 2003; Miretzky *et al.*, 2004; Menone, 2005; Peng *et al.*, 2007; Skinner *et al.*, 2007; Rosa *et al.*, 2014). Además, la estructura de la vegetación, especialmente la cobertura, densidad y estratificación y evapotranspiración, juegan un rol preponderante en el almacenamiento de las aguas superficiales reduciendo de esta manera los daños causados por las inundaciones (Casco *et al.*, 2005; Möller, 2011).

El conocimiento de la vegetación es clave para la caracterización, clasificación y delimitación de estos ambientes, ya que las plantas vasculares presentan una gran diversidad de características adaptativas morfo-fisiológicas por crecer en ambientes que retienen temporalmente el agua o bien cumplen su ciclo de vida directamente en el agua (Cowardin *et al.*, 1979; Cowardin & Golet, 1995; Keddy, 2010; Tiner, 2016). Esta dependencia del hábitat acuático ha llevado a estrategias de vida convergentes que permiten clasificarlas y reconocerlas como un grupo definido. Por este motivo, se han desarrollado diferentes sistemas de clasificación ecológica de acuerdo con sus formas de vida y crecimiento (Den Hartog & Segal, 1964) basando su clasificación en la relación de la planta con el

sustrato (Cronk & Fennessy, 2001) o en función a la tolerancia a la presencia de agua de manera temporal o permanente (Tiner, 2016).

Entre la variedad de humedales que se pueden reconocer en la llanura pampeana, se encuentran los bañados de desborde fluvial (BDF). Se trata de ambientes someros y de escasa extensión, asociados a los cursos de agua, que pueden reconocerse por la presencia de agua superficial como así también por el suelo saturado con agua durante algún período, lo cual favorece el desarrollo de plantas adaptadas a condiciones hidrológicas fluctuantes (Rodrigues Capítulo *et al.*, en prensa). Muchos de estos ambientes se hallan localizados en cuencas amenazadas por las intervenciones humanas, principalmente por la expansión agrícola y la urbanización (Matteucci y Morello, 2009).

Con la finalidad de caracterizar y reconocer estos humedales mediante las plantas vasculares que los habitan, se analizó la composición específica, la cobertura relativa de las especies y se las clasificó de acuerdo con su tolerancia a la permanencia del agua o a la humedad del suelo. Para ello, se seleccionaron cuatro BDF influenciados por distintos usos del suelo. Dos de ellos se localizan en un área productiva mixta, cercana a la ciudad de La Plata, conocida como cinturón hortícola platense. Se trata de un complejo entramado de tierras destinadas a la horticultura y floricultura, en el que también se desarrollan cultivos extensivos de soja, maíz y trigo, así como pasturas destinadas a la cría de ganado. Los dos restantes, se encuentran ubicados en zonas rurales destinadas principalmente a la ganadería extensiva.

Materiales y métodos

Área de estudio

Los cuatro BDF que se seleccionaron como casos de estudio, se encuentran localizados al NE de la Provincia de Buenos Aires, dos de ellos se localizan en el área periurbana de la ciudad de La Plata, en cercanías de las nacientes del arroyo Del Gato (34° 58' 56.58" S; 58° 3' 13.13" O) y Carnaval (34° 55' 2.24" S; 58° 6' 30.53" O), con una superficie de 0,02 y 0,08 km², y con profundidades promedio de

0,20 y 0,24 m, respectivamente (Figura 1 a y b). Los otros dos, se ubican en las cercanías de las cabeceras de los arroyos Chubichaminí (35° 7' 44.50" S; 57° 41' 51.95" O) y Cajaravillas (35° 2' 45.90" S; 57° 48' 44.01" O), ubicados en una zona rural, con una superficie de 0,09 y 0,11 km², y con profundidades promedio de 0,31 y 0,36 m, respectivamente (Figura 1 c y d). Estos últimos retienen permanente agua, mientras que los dos primeros pueden llegar a secarse en algunos períodos del año como consecuencia de estar desvinculados del agua subterránea que los alimenta, a causa de la excesiva extracción de la misma destinada a la agricultura y al consumo humano llevando a la depresión regional de los niveles freáticos (Rodrigues Capítulo *et al.*, en prensa). Como consecuencia de la actividad antrópica, en los BDF ubicados en áreas periurbanas y expuestos a la agricultura (principalmente horticultura y cultivo de soja) las concentraciones de nutrientes alcanzan valores que duplican a las de los ubicados en áreas rurales (con actividad ganadera extensiva), mientras que en estos últimos se observan mayores valores de DQO (Rodrigues Capítulo *et al.*, en prensa).

Muestreo y análisis de la información

Los cuatro BDF seleccionados fueron visitados en marzo del 2020, estableciéndose en cada uno de ellos tres transectas transversales al curso de agua que se ubicaron aguas arriba, aguas abajo y en el bañado propiamente dicho. En cada de estas se reconocieron tres zonas delimitadas a priori: margen derecho (MD), margen izquierdo (MI) y la zona fluvial (ZF). A su vez, en cada una de ellas, se establecieron tres unidades muestrales contiguas de 1 m². Por lo tanto, cada transecta incluyó nueve unidades muestrales, totalizando 27 unidades en cada uno de los cuatro BDF analizados. Las especies se identificaron a partir de floras regionales (Cabrera y Zardini, 1993) con la debida actualización taxonómica de la página de Flora Argentina (2020). En cada unidad muestral, se evaluó la cobertura absoluta de las especies, basada en la escala de Domin-Krajina (Braun-Blanquet, 1979): "1" cobertura hasta de 10% del área de la parcela, "2" cobertura entre el 11 y 20%, "3" cobertura entre > 20 a 40%, "4" cobertura entre > 40 y 60%, "5" cobertura entre > 60 y 80%, y "6" cobertura entre > 80 y 100%.



Figura 1. Bañados de desborde fluvial estudiados: **a.** Del Gato; **b.** Carnaval; **c.** Chubichaminí; **d.** Cajaravillas.
Figure 1. Riverine Wetland studied: **a.** Del Gato; **b.** Carnaval; **c.** Chubichaminí; **d.** Cajaravillas.

Para el cálculo de la cobertura relativa (CR) de cada una de las especies para cada BDF se empleó la fórmula (Moreno-Casola y López Rosas, 2009):

$$CR_{(especie\ x)} = \frac{(Cobertura\ absoluta\ de\ la\ especie\ "x"\ presente\ en\ el\ BDF)^x}{\sum (Cobertura\ absoluta\ en\ todas\ las\ especies\ presentes)} * 100$$

Las especies fueron clasificadas según Tiner (2016) en función a la tolerancia a la saturación de agua en el suelo en: hidrófitas obligadas de humedales (OBL), plantas que se hallan en más del 99% bajo condiciones de saturación o inundación; hidrófitas facultativas de humedales (FACH), plantas que crecen entre un 67 y < 99% en humedales, pero ocasionalmente se encuentran también en hábitats terrestres; hidrófitas facultativas propiamente dichas (FAC), plantas que crecen entre un 34 y < 67% en humedales que en ambientes terrestres; especies facultativas terrestres (FACT), plantas que crecen menos del 34% en humedales y por último, especies terrestres (T), plantas con una probabilidad menor al 1% de presentarse en humedales. Para la estimación de la diversidad específica se recurrió al índice de Shannon-Wiener (H') (Shannon & Weaver, 1949).

Los datos meteorológicos del período

muestreado fueron provistos por el Servicio Meteorológico Nacional.

RESULTADOS

Durante el periodo muestreado la temperatura promedio del aire fue de 27,4 °C y las precipitaciones 14,8 mm, coincidiendo con una fase neutral del fenómeno hidrológico de El Niño.

De acuerdo con el relevamiento florístico realizado en los cuatro BDF, se identificaron un total de 44 taxones, hallándose 21 en el BDF Chubichamini, 10 en el Cajaravillas, 15 en el del Gato y 19 en el Carnaval (Tabla 1 y 2). La diversidad específica para cada uno de los humedales fueron las siguientes, BDF Cajaravillas: 1,9; BDF del Gato: 2,4; BDF Chubichamini: 2,5; BDF Carnaval: 2,6.

Las observaciones sobre la tolerancia de las plantas a las distintas condiciones de saturación de agua en los bañados, reveló que tanto en el BDF Cajaravillas como en el Chubichamini, el mayor valor de porcentaje de cobertura correspondió a especies hidrófitas obligadas de humedales, secundadas por las hidrófitas facultativas (Figura 2), superando entre ambas

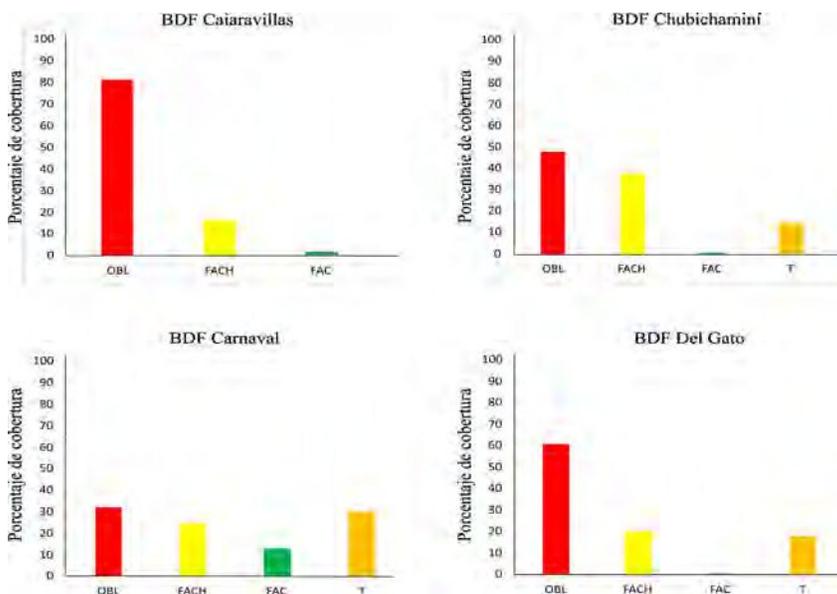


Figura 2. Porcentaje de cobertura en los cuatro bañados de desborde fluvial estudiados. OBL: especies obligadas de humedales; FACH: especies facultativas de humedales; FAC: especies facultativas propiamente dichas; T: especies terrestres.

Figure 2. Coverage ratio percentage of the four riverine wetland studied. OBL: obligate wetland species; FACH: facultative wetland species; FAC: facultative species proper; T: terrestrial species.

Tabla 1. Especies registradas en los bañados de desborde fluvial Cajaravillas, Chubichaminí, ubicados en una zona rural, ordenadas de manera decreciente en función de su presencia a lo largo de las transectas, indicando la cobertura relativa (CR), tolerancia a la inundación (TI); se indica con un (*) la presencia de las mismas en el margen derecho (MD), zona fluvial (ZF) y margen izquierdo (MI) de cada BDF. Referencias: OBL, hidrófitas obligadas de humedales; FACH, hidrófitas facultativas de humedales; FAC, hidrófitas facultativas propiamente dichas y T, especies terrestres.

Table 1. Species registered in the riverine wetland Cajaravillas, Chubichaminí, located in a rural area, ordered in decreasing order according to their presence along the transects, indicating the relative coverage value (CR), flood tolerance (TI) of each of the species. In addition, their presence is indicated with (*) on the right margin (MD), fluvial zone (ZF) and left margin (MI) of each wetland. References: OBL, obligate hydrophytes of wetlands; FACH, facultative hydrophytes of wetlands; FAC, facultative hydrophytes proper and T, terrestrial species.

| BDF CAJARAVILLAS | | | | | |
|--|----|----|----|-----|------|
| Especies | MD | ZF | MI | CR | TI |
| <i>Iris pseudacorus</i> L. | * | | * | 32 | OBL |
| <i>Schoenoplectus americanus</i> (Pers.) Volkart ex Schinz & R. Keller | * | * | * | 21 | OBL |
| <i>Mikania periplocifolia</i> Hook. & Arn. | * | * | * | 17 | FACH |
| <i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (D. Don ex Hook. & Arn.) DC. | * | * | * | 10 | OBL |
| <i>Bacopa monnieri</i> (L.) Pennell | * | * | * | 5,7 | OBL |
| <i>Polygonum punctatum</i> Elliot | * | | * | 4,7 | OBL |
| <i>Typha latifolia</i> L. | * | | * | 4,2 | OBL |
| <i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam. | * | | * | 1,9 | FAC |
| <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc. | | * | | 1,9 | OBL |
| <i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H. Raven | | * | | 1,4 | OBL |
| BDF CHUBICHAMINÍ | | | | | |
| <i>Schoenoplectus americanus</i> (Pers.) Volkart ex Schinz & R. Keller | * | * | * | 27 | OBL |
| <i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (D. Don ex Hook. & Arn.) DC. | * | * | * | 7,3 | OBL |
| <i>Mikania periplocifolia</i> Hook. & Arn. | | * | * | 3,7 | FACH |
| <i>Bacopa monnieri</i> (L.) Pennell | | * | * | 1,8 | OBL |
| <i>Panicum gounii</i> E. Fourn. | * | | * | 19 | FACH |
| <i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen | * | | * | 9,1 | FACH |
| <i>Paspalum notatum</i> Flügge | * | | * | 2,7 | T |
| <i>Leersia hexandra</i> Sw. | * | | * | 1 | OBL |
| <i>Symphytotrichum squamatum</i> (Spreng.) G.L. Nesom | | | * | 1,4 | T |
| <i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze | | | * | 0,4 | OBL |
| <i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam. | | | * | 0,4 | FAC |
| <i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.) Soják | | * | | 4 | OBL |
| <i>Azolla filiculoides</i> Lam. | | * | | 2,3 | OBL |
| <i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H. Raven | | * | | 1,8 | OBL |
| <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc. | | * | | 1,8 | OBL |
| <i>Lotus tenuis</i> Waldst. & Kit. ex Willd. | * | | | 4 | T |
| <i>Paspalum plicatulum</i> Michx. | * | | | 2,7 | T |
| <i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera | * | | | 2,7 | FACH |
| <i>Cypella herbertii</i> (Lindl.) Herb. | * | | | 2,7 | T |
| <i>Agalinis communis</i> (Cham. & Schltdl.) D'Arcy | * | | | 2,7 | FACH |
| <i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene | * | | | 1,4 | T |

el 85% de cobertura. La especie exótica *Iris pseudacorus*, fue la mejor representada en cuanto a su cobertura relativa en el BDF Cajaravillas y *Schoenoplectus americanus*, en el Chubichaminí (Tabla 1). Se tratan de hierbas perennes con suficiente altura para que la parte superior de la planta permanezca siempre fuera del agua, además están provistas de rizomas firmes que impiden que se desarraiguen fácilmente. Estas especies, en estos BDF,

fueron acompañadas por otras capaces de tolerar suelos con un contenido de humedad más variable. Entre estas últimas, las más representativas fueron, *Mikania periplocifolia*, *Panicum gounii* y *Setaria parviflora* (Tabla 1), que también son hierbas perennes rizomatosas comunes en estos tipos de suelos de la región. En tanto, en los BDF del Gato y Carnaval, la mayor cobertura de especies obligadas correspondió a *Schoenoplectus americanus*, *Polygonum*

Tabla 2. Especies registradas en los bañados de desborde fluvial Carnaval y del Gato, ubicados en un área periurbana, ordenadas de manera decreciente en función de su presencia a lo largo de las transectas, indicando la cobertura relativa (CR), tolerancia a la inundación (TI); se indica con un (*) la presencia de las mismas en el margen derecho (MD), zona fluvial (ZF) y margen izquierdo (MI) de cada BDF. Referencias: OBL, hidrófitas obligadas de humedales; FACH, hidrófitas facultativas de humedales; FAC, hidrófitas facultativas propiamente dichas y T, especies terrestres.

Table 2. Species registered in the riverine wetland Carnaval and del Gato, a peri-urban area, ordered in decreasing order according to their presence along the transects, indicating the relative coverage value (CR), flood tolerance (TI) of each of the species. In addition, their presence is indicated with (*) on the right margin (MD), fluvial zone (ZF) and left margin (MI) of each wetland. References: OBL, obligate hydrophytes of wetlands; FACH, facultative hydrophytes of wetlands; FAC, facultative hydrophytes proper and T, terrestrial species.

| BDF CARNAVAL | | | | | |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Especies | MD | ZF | MI | CR | TI |
| <i>Typha latifolia</i> L. | * | * | * | 6,1 | OBL |
| <i>Schoenoplectus americanus</i> (Pers.) Volkart ex Schinz & R. Keller | | * | * | 8,2 | OBL |
| <i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (D. Don ex Hook. & Arn.) DC. | | * | * | 8,2 | OBL |
| <i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb. | | * | * | 5,4 | OBL |
| <i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth. | * | | * | 16 | FACH |
| <i>Dipsacus sativus</i> (L.) Honck. | * | | * | 12 | T |
| <i>Chenopodium album</i> L. | * | | * | 8,2 | T |
| <i>Galega officinalis</i> L. | * | | * | 7,5 | FACH |
| <i>Solanum</i> sp. 1 | * | | * | 7,5 | FAC |
| <i>Polygonum punctatum</i> Elliot | * | | * | 2 | OBL |
| <i>Symphyotrichum squamatum</i> (Spreng.) G.L. Nesom | * | | * | 1,4 | T |
| <i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc. | * | | * | 1,4 | OBL |
| <i>Glycine max</i> (L.) Merr | * | | | 4,1 | T |
| Poaceae sp. 1 | * | | | 4,1 | FAC |
| <i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen | * | | | 0,7 | FACH |
| <i>Jarava</i> sp. 1 | * | | | 0,7 | T |
| <i>Ludwigia peploides</i> (Kunth). P.H. Raven | * | | | 0,7 | OBL |
| <i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist | | * | | 4,1 | T |
| <i>Verbena bonariensis</i> L. | | | * | 1,4 | FAC |
| BDF DEL GATO | | | | | |
| <i>Polygonum punctatum</i> Elliot | * | * | * | 17 | OBL |
| <i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb. | * | * | * | 8,1 | OBL |
| <i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. f. | | * | * | 2,3 | OBL |
| <i>Galega officinalis</i> L. | * | | * | 20 | FACH |
| <i>Dipsacus sativus</i> (L.) Honck. | * | | * | 6,4 | T |
| <i>Leersia hexandra</i> Sw. | * | | * | 5,8 | OBL |
| Apiaceae sp. 1 | * | | * | 4,1 | T |
| <i>Trifolium repens</i> L. | | | * | 5,3 | T |
| <i>Centaurea jacea</i> L. | | | * | 1,7 | T |
| <i>Cyperus</i> sp. 1 | | | * | 0,6 | T |
| <i>Typha latifolia</i> L. | | * | | 11 | OBL |
| <i>Ludwigia peploides</i> (Kunth). P.H. Raven | | * | | 8,1 | OBL |
| <i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schltdl. | | * | | 7 | OBL |
| <i>Egeria densa</i> Planch. | | * | | 2,3 | OBL |
| <i>Convolvulus arvensis</i> L. | * | | | 0,6 | FAC |

punctatum, *Gymnocoronis spilanthoides*, *Alternanthera philoxeroides*, *Ludwigia peploides*, *Typha latifolia* y entre las especies de hidrófitas facultativas, *Galega officinalis* y *Vigna luteola* (Tabla 2). Cabe señalar que estos últimos BDF, se observó comparativamente la mayor cobertura relativa de especies terrestres, entre el 18-30%.

DISCUSIÓN

Los ensamblajes identificados en este estudio permitieron reconocer de qué manera los diferentes usos del suelo influyen en las características de estos. En tal sentido, los BDF ubicados en la zona periurbana y expuestos a la agricultura se observó que, comparativamente, las coberturas relativas de las especies de hidrófitas obligadas de humedales más las hidrófitas facultativas fue menor, y que las especies terrestres obtuvieron una mayor representatividad de su cobertura relativa que la hallada en los BDF ubicados en las zonas rurales. Mientras que, en estos últimos humedales persiste la vinculación con el agua subterránea, en los ubicados en el área periurbana, esta conectividad se ha perdido y la permanencia del agua en estos BDF es controlada por las precipitaciones, la escorrentía por riego y las aguas residuales de las poblaciones locales. Esto conlleva a una mayor variabilidad hidrológica, causada principalmente por los cambios en la relación agua superficial-agua subterránea, que ha sido modificada negativamente en las últimas décadas como consecuencia de la explotación excesiva de los acuíferos (Kruse *et al.*, 2003; Rodrigues Capítulo *et al.*, en prensa). Por otra parte, el avance de la agricultura constituye otra amenaza en estos humedales, que se manifiesta por la presencia de plantas pertenecientes a los cultivos integrando los ensamblajes naturales. Un ejemplo de estos se observó en el BDF Carnaval, en cuyos márgenes se practica el cultivo de soja (*Glycine max*). También en este humedal, se observó la menor representatividad de formas de vida de plantas vasculares estrictamente acuáticas, representada en este caso sólo por *Ludwigia peploides*, una planta arraigada con hojas flotantes. En tanto, en los restantes

humedales, se identificaron otras formas de vida, como las arraigadas totalmente sumergidas (*Myriophyllum aquaticum* y *Egeria densa*), y las flotantes libres (*Azolla filiculoides*). Las plantas vasculares acuáticas cumplen un papel importante en la estructuración del hábitat en los sistemas lóticos pampeanos, ya que favorecen la disminución de la velocidad de la corriente, facilitan la sedimentación de las partículas y brindan amplias superficies con una variada arquitectura vegetal para ser colonizadas por los organismos. Esto favorece una notable complejidad espacial que es aprovechada por la biota que los habita (Di Giorgi *et al.*, 2005; Facelli Fernández y Zilli, 2019). La permanencia del agua ha sido señalada por Gómez *et al.* (en prensa) como un modulador de la biodiversidad de los bañados de desborde fluvial. Este factor favorece una mayor diversidad de hábitats, muchos de los cuales son proporcionados por las plantas vasculares acuáticas y palustres. Tal es así, que para los BDF Chubichaminí y Cajaravillas se reportaron mayores valores de diversidad de aves, peces, macroinvertebrados y microorganismos que en los BDF del Gato y Carnaval, hecho que coincide con el índice de diversidad de Shannon & Weaver (H') calculado para las plantas vasculares que habitan en cada uno de estos BDF. Sin embargo, cabe señalar que, en los primeros, expuestos a la ganadería extensiva, no están exentos de la amenaza que significa el pisoteo y el ramoneo del ganado, reconocidos como acciones que afectan negativamente la cobertura vegetal de los humedales (Taboada *et al.*, 1999). Por otra parte, observaciones realizadas por Zanotti y Gómez (2019) en estos humedales, revelaron una mayor proporción de especies hemicriptófitas, representadas por plantas herbáceas cuyas yemas de recambio se localizan en superficie del suelo o inmediatamente por debajo, lo cual es reconocido como una ventaja frente al impacto que ejerce la ganadería (Hauenstein *et al.*, 2002).

Pese a la presión ejercida por el hombre en los BDF analizados, en este estudio, los ubicados en zonas rurales conservan un mejor estado de conservación, ya que fue hallado un mayor porcentaje de especies nativas,

incluso endémicas, que los ubicados en zonas periurbanas (Zanotti y Gómez, 2019). Esto pone en relevancia la importancia de adoptar medidas de conservación y recuperación de estos ambientes.

Entre las consecuencias de los usos del suelo en las cuencas donde se localizan los BDF estudiados, se reconoce la contaminación del agua por agroquímicos (Mac Loughlin *et al.*, 2017, Rimoldi *et al.*, 2018). Considerando la composición de los ensambles de las plantas vasculares hallada en este estudio, es posible reconocer especies reportadas en la bibliografía como fitoremediadoras, que podrían ser empleadas en los procesos de recuperación de los bañados más afectados por la actividad antrópica. Entre ellas, *Schoenoplectus americanus*, es señalada como eficiente en la absorción de zinc, el cual es un metal pesado utilizado frecuentemente para la fertilización de los cultivos (Arreghini *et al.*, 2006). Otras especies como *Alternanthera philoxeroides*, *Azolla filiculoides*, *Bacopa monnieri*, *Myriophyllum aquaticum*, *Polygonum punctatum*, *Sagittaria montevidensis* y *Schoenoplectus californicus*, halladas en los bañados estudiados, han sido utilizadas en este tipo de experiencias (Arreghini *et al.*, 2001; de Cabo *et al.*, 2019; Gujarathi *et al.*, 2005; Gómez *et al.*, 2015; Naqvi & Rizvi, 2000; Romero Núñez *et al.*, 2011; Sela *et al.*, 1989; Sinha, 1999; Sood *et al.*, 2012). Por lo tanto, es posible disponer de un conjunto de especies nativas en estos ambientes para implementar medidas correctivas en bañados que requieran rehabilitación o restauración contribuyendo así a mejorar la calidad del agua de los sistemas fluviales. Estudios recientes con *Ludwigia peploides*, también dan cuenta del éxito de esta planta en experiencias de trasplantes, para mejorar rápidamente el hábitat de arroyos intervenidos por dragados (Paz *et al.*, 2018).

En cuanto a la conservación de estos ambientes, también sería importante promover bancos de semillas de plantas vasculares que habitan en estos humedales, ya que han sido una herramienta útil en los programas de restauración de comunidades vegetales en ambientes estacionalmente inundados (Liu *et al.*, 2005; Espeland *et al.*, 2010), sencillamente porque presentan estrategias adaptativas como lo es la producción de semillas capaces de sobrevivir enterradas en los sedimentos y

mantenerse latentes hasta que las condiciones ambientales sean propicias para su germinación (Leck, 2003). Por otro lado, el conocimiento de la riqueza y la abundancia del banco de semillas permite predecir que especies de plantas nativas colonizarán el sitio, si el ambiente se perturba o si las condiciones hidrológicas se modifican (Cronk & Fennessy, 2001).

Finalmente, considerando que las observaciones expuestas en este trabajo corresponden a un muestreo estival, es necesario intensificar estos estudios recolectando información de otros periodos estacionales, bajo diferentes condiciones hidrológicas y ampliando el área de estudio. Este abordaje permitirá contar con una base de datos más amplia, como así también, profundizar aspectos vinculados a la estructura y funcionalidad de los ensambles de la vegetación que habitan estos humedales. Esto favorecerá reconocer estrategias de manejo para la conservación y rehabilitación, y también delimitar estos humedales, evitando el avance de la urbanización y las prácticas agrícolas en zonas no aptas para tales fines.

AGRADECIMIENTOS

A Roberto Jensen por la ayuda en la planificación y realización de los muestreos de la vegetación. Este trabajo es la contribución científica número 1184 del Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet". Los estudios fueron financiados por el proyecto de la ANPCyT -PICT-2015-1342; PI-UE (CONICET) 22920160100049CO2015.

REFERENCIAS

- Arreghini, S., de Cabo, L., Iorio, A. F., Rendina, A. & Bonetto, C. (2001).** Effects of Zinc on the growth of Bulrush (*Schoenoplectus californicus*) and its distribution between different sediment fractions. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67, 264-270. <https://doi.org/10.1007/s001280119>
- Arreghini, S., de Cabo, L. & Iorio, A. F. (2006).** Phytoremediation of two types of sediment contaminated with Zn by *Schoenoplectus americanus*. *International Journal of Phytoremediation*, 8(3), 223-232. <https://doi.org/10.1080/15226510600846764>

- Braun-Blanquet, J. (1979).** *Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: H. Blume.
- Cabrera, A. L. y Zardini, E. M. (1993).** *Manual de la Flora de los alrededores de Buenos Aires*. Buenos Aires: ACME.
- Casco, L., Basterra de Chiozzi, C. y Neiff, J. J. (2005).** La vegetación como indicador de la Geomorfología Fluvial. *Revista Brasileira de Geomorfología*, 6(1), 123-136. <https://doi.org/10.20502/rbg.v6i1.46>
- Cowardin, L. M. & Golet, F. C. (1995).** US Fish and Wildlife Service 1979 wetland classification: a review. *Vegetatio* 118(1-2), 139-152. <https://doi.org/10.1007/BF00045196>
- Cowardin, L. M., Carter, V., Golet, F. C. & LaRoe, E. T. (1979).** *Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the US*. Washington, D.C., U.S: Editorial Fish and Wildlife Service.
- Cronk, J. K. & Fennessy, M. S. (2001).** *Wetland plants: biology and ecology*. Boca Ratón: CRC Press.
- de Cabo, L. I., Faggi, A., Miguel, S. y Basílico, G. (2019).** Rehabilitación de las riberas de un sitio de la cuenca baja del río Matanza-Riachuelo. *Biología acuática*, 33, 1-14. <https://doi.org/10.24215/16684869e005>
- Den Hartog, C. & Segal, S. (1964).** A new classification of the water plant communities. *Acta Botanica Neerlandica* 13(3), 367-393. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1964.tb00163.x>
- Di Giorgi, A., Feijoó, C. y Tell, G. (2005).** Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, 14, 1699-1718. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0694-z>
- Espeland, E. K., Perkins, L. B. & Leger, E. A. (2010).** Comparison of seed bank estimation techniques using six weed species in two soil types. *Rangeland Ecology and Management*, 63, 243-247. <https://doi.org/10.2111/REM-D-09-00109.1>
- Facelli Fernández, F. y Zilli, F. (2019).** Relación entre los atributos de ensamblajes pleustónicos y la complejidad de hábitat generada por macrófitas en el río Paraná Medio. *Biología Acuática*, 33, 1-12. <https://doi.org/10.24215/16684869e004>
- Flora Argentina (2020).** <http://www.floraargentina.edu.ar/> (Acceso 6 Marzo 2020).
- Gómez, B., Rodríguez Salemi, V., El Kassisse, Y., Gómez, C. y de Cabo, L. (2015).** Evaluación de la tolerancia y remoción de Cromo (VI) en tres especies de macrófitas flotantes. *AIDIS*, 127, 22-26.
- Gómez, N., Siri, A., Rodrigues Capítulo, L., Alcalde, L., Jensen, R. F., Colautti, D. C., Rodrigues Capítulo, A. Donato, M., Álvarez, M. F., García de Souza, J. R., Bauer, D. E., Maroñas, M., Altieri, P., Armendáriz, L. C., Benítez, H. H., Cassano, M. J., Cortese, B., Di Giorgi, H. D., Donadelli, J. L., Nicolosi Gelis, M. M., García, I. D., Maiztegui, T., Paracampo, A. H., Sánchez, R. M. & Semeñiuk, M. B.** Consequences of urban and agricultural advance on the biodiversity of small riverine wetlands in Pampean plain. (en prensa).
- Gregg, W. W. & Rose, F. L. (1985).** Influences of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams. *Hydrobiologia*, 128(1), 45-56. <https://doi.org/10.1007/BF00008939>
- Grenouillet, G., Pont, D. & Seip, K. L. (2002).** Abundance and species richness as a function of food resources and vegetation structure: juvenile fish assemblages in rivers. *Ecography*, 25, 641-650. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250601.x>
- Gujarathi, N., Haney, B., & Linden, J. (2005).** Phytoremediation potential of *Myriophyllum aquaticum* and *Pistia stratiotes* to modify antibiotic growth promoters, tetracycline, and oxytetracycline, in aqueous wastewater systems. *International journal of phytoremediation*, 7, 99-112. <https://doi.org/10.1080/16226510590950405>
- Hauenstein, E., Gonzáles, M., Peña-Cortés, F. y Muñoz-Pedrerros, A. (2002).** Clasificación y caracterización de los humedales de la costa de Tolten (IX Region, Chile). *Gayana, Botánica*, 59(2), 87-100. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432002000200006>
- Hernández, M. E. (2010).** Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de

metano. *Terra Latinoamericana*, 28(2), 139-147.

Keddy, P. A. (2010). *Wetland ecology: principles and conservation*. 2 ed. Cambridge: Cambridge University Press.

Kollmann, J. & Fischer, A. (2003). Vegetation as indicator for habitat quality. *Basic and Applied Ecology*, 4, 489. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00209>

Kruse, E., Laurencena, P., Deluchi, M., Varela, L., Albina, L. y Rosales, E. (2003). Relación Hidroquímica Superficial – Subterránea en Cuencas de Llanura. Noreste de la Provincia de Buenos Aires. *III Congreso de Hidrogeología. I Seminario Hispano – Latinoamericano sobre temas actuales de la Hidrología subterránea* 2: 461-471.

Lansac-Tôha, F. A, Velho, L. F. M. & Bonecker, C. C. (2003). Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zoo-planctônica. In: Thomaz, S. M. & Bini, L. M. (Eds.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas* (pp. 231-242). Brasil: Universidade Estadual de Maringá.

Leck, M. A. (2003). Seed-bank and vegetation development in a created tidal freshwater wetland of the Delaware River, Trenton, New Jersey, USA. *Wetlands*, 23, 310-343. <https://doi.org/10.1672/9-20>

Liu, G.-H., Zhou, J., Li, W. & Cheng, Y. (2005). The seed bank in a subtropical freshwater marsh: implications for wetland restoration. *Aquatic Botany*, 81, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.07.001>

Matteucci, S. D. y Morello, J. (2009). Environmental consequences of exurban expansion in an agricultural area: the case of the Argentinian Pampas ecoregion. *Urban Ecosystems*, 12(3), 287-310. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0093-z>

Mac Loughlin, T. M., Peluso, L. & Marino, D. J. (2017). Pesticide impact study in the peri-urban horticultural area of Gran La Plata, Argentina. *Science of the Total Environment*, 598, 572-580. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.116>

Menone, M. L. (2005). Encubridoras por naturaleza: las plantas acuáticas ocultan secretos de la contaminación. *Ciencia e Investigación*, 65(2), 5-13.

Miretzky, P., Saralegui, A. & Cirelli, A. F. (2004). Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, 57(8), 997-1005. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.07.024>

Möller, P. (2011). Las franjas de vegetación ribereña y su función de amortiguamiento, una consideración importante para la conservación de humedales. *Gestión ambiental*, 21, 96-106.

Moreno-Casola, P. y López Rosas, H. (2009). Muestreo y análisis de la vegetación de humedales. En: Moreno-Casola, P. y Warner, B. (Eds.). *Breviario para describir, observar y manejar humedales* (pp. 145-167). Veracruz: US Fish and Wildlife Service.

Naqvi, S. M., & Rizvi, S. A. (2000). Accumulation of chromium and copper in three different soils and bioaccumulation in an aquatic plant, *Alternanthera philoxeroides*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 65(1), 55-61. <https://doi.org/10.1007/s001280000094>

Paz, L. E., Nicolosi Gelis, M. M., Licursi, M., Gómez, N. & Rodríguez Capítulo, A. (2018). Use of native macrophytes for recovery of the habitat structure and complexity of a lowland stream affected by river engineering works: implications for management. *River research and applications*, 34, 575-585. <https://doi.org/10.1002/rra.3280>

Peng, K., Luo, C., Lou, L., Li, X. & Shen, Z. (2007). Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 392(1), 22-29. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.11.032>

Rimoldi, F., Peluso, L., Rossini, G. B., Ronco, A. E. & Demetrio, P. M. (2018). Multidisciplinary approach to a study of water and bottom sediment quality of streams associated with mixed land uses: Case study Del Gato Stream, La Plata (Argentina). *Ecological Indicators*, 89, 188-198. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.063>

- Rodrigues Capitulo L., Kruse, E. y Gómez, N.** Los bañados de desborde fluvial: una mirada desde la geohidrología. *Biología Acuática* (en prensa).
- Romero Núñez, S. E., Marrugo-Negrete, J. L., Arians-Rios, J. E., Hernan, R., Maine, M. A. (2011).** Hg, Cu, Pb, Cd, and Zn accumulation in macrophytes growing in Tropical Wetlands. *Water Air Soil Pollution*, 216, 361-373. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0538-2>
- Rosa, M., Prado, F., Hilal, M., Pagano, E., & Prado, C. (2014).** Phytoremediation: strategies of Argentinean plants against stress by heavy metals. In: *Bioremediation in Latin America* (pp. 123-134). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-05738-5_7
- San Martín, C., Ramírez, C. y Álvarez, M. (2003).** Macrófitos como bioindicadores: una propuesta metodológica para caracterizar ambientes dulciacuícolas. *Revista Geográfica de Valparaíso*, 34, 243-253.
- Sela, M., Garty, J. & Tel-Or, E. (1989).** The accumulation and the effect of heavy metals on the water fern *Azolla filiculoides*. *New Phytologist*, 12(1), 7-12. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1989.tb00302.x>
- Shannon, C. E. & Weaver, W. (1949).** *The mathematical theory of communication*. Urbana: University Illinois Press, IL.
- Sinha, S. (1999).** Accumulation of Cu, Cd, Cr, Mn and Pb from artificially contaminated soil by *Bacopa monnieri*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 57(3), 253-264. <https://doi.org/10.1023/A:1006091215529>
- Skinner, K., Wright, N. & Porter-Goff, E. (2007).** Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants. *Environmental Pollution*, 145(1), 234-237. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.017>
- Sood, A., Uniyal, P. L., Prasanna, R., & Ahluwalia, A. S. (2012).** Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, *Azolla*. *Ambio*, 41(2), 122-137. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0159-z>
- Taboada, M. A., Lavado, R. S., Svartz, H. & Segat, A. M. (1999).** Structural stability changes in a grazed grassland natraquoll of the flooding Pampa (Argentina). *Wetlands*, 19(1), 50-55. <https://doi.org/10.1007/BF03161732>
- Thomaz, S.M. & Cunha, E. R. (2010).** The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(2), 218-236. <https://doi.org/10.4322/actalb.02202011>
- Thomaz, S. M., Esteves, F. A., Murphy, K. J., Dos Santos, A. M., Caliman, A. & Guariento, R. D. (2009).** Aquatic macrophytes in the tropics: ecology of populations and communities, impacts of invasions and human use. In: Del Claro, K., Oliveira, P.S. & Rico-Gray, V. (Eds.). *Tropical Biology and Conservation Management, Vol. IV* (pp. 27-60). Oxford: Eolss. Press.
- Tiner, R. W. (2016).** *Wetland indicators. A guide to wetland formation, identification, delineation, classification, and mapping*. Boca Raton, CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315374710>
- Zanotti, C. A. y Gómez, N. (2019).** Caracterización de bañados de desborde fluvial a partir de inventarios florísticos. En: Cortelezzi, A., Entraigas, I., Grosman, F. y Masson, I. (Eds). *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos* (pp. 116-118). Azul: Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

El rol de los bañados de desborde fluvial en la retención de nutrientes y su actividad metabólica

JOAQUÍN COCHERO^{1,2}, HUGO DI GIORGI¹, JORGE DONADELLI^{1,2}, JIMENA SUÁREZ^{1,2}, RAMIRO SIMONETTI¹, NÍCOLAS REINALDO FINKLER³, DAVÍ GASPARINI FERNANDES CUNHA³

¹Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CONICET-UNLP), La Plata, Buenos Aires, Argentina

²CONICET, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, La Plata, Argentina

³Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, Brasil

E-mail: jcochero@ilpla.edu.ar

RESUMEN. El objetivo de este trabajo fue analizar los efectos de los bañados de desborde fluvial sobre la calidad del agua y el metabolismo del curso de agua. Para ello se estudiaron cuatro cauces, dos que recorren la periferia de un casco urbano y que tienen zonas de bañados de desborde fluvial conservados, y que mantienen su conexión con el agua subterránea, y otros dos periurbanos y que sus bañados de desborde fluvial han sido degradados por el avance de la urbanización, desconectándolos de las capas freáticas. En cada uno, se muestrearon tres tramos de 50 metros de longitud. El primero, localizado aguas arriba de la zona de bañados (llamado "Arriba"), el segundo en el tramo medio del curso de agua que recorre el bañado (llamado "Medio"), y el último aguas abajo del bañado (llamado "Abajo"). Las variables estudiadas incluyeron, en cuatro períodos del año y en cada tramo, parámetros físico-químicos (temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto, turbidez, sólidos disueltos y suspendidos, concentraciones de formas del nitrógeno y fósforo disuelto y total) y biológicos, vinculados a la actividad metabólica del biofilm y a la densidad de bacterias. Además, en dos momentos del año, se realizaron ensayos de retención de nutrientes y metabolismo fluvial en los tramos medios de los cursos fluviales. Los resultados muestran que los bañados de desborde fluvial mejor conservados a) disminuyen significativamente el oxígeno disuelto y aumentan la concentración de sólidos suspendidos en el cauce; b) incrementan significativamente los procesos metabólicos fluviales, tales como la respiración o la producción primaria; c) poseen tasas elevadas de asimilación de nutrientes por la biota; d) actúan como depuradores de bacterias coliformes en el cauce principal. Estos patrones generales pueden ser detectados aunque se observa mucha variabilidad en los cauces, y su intensidad varía a lo largo del año y en función de las condiciones físico-químicas del flujo.

Palabras clave: Autodepuración, metabolismo fluvial, retención de nutrientes.

ABSTRACT. The aim of this work was to analyze the effects of riverine wetlands on the water quality and river metabolism. For this purpose, four streams were studied: two of them surround a peri-urban area and have well-preserved riverine wetlands associated with the main channel, and the other two run through an urban area with the consequent degradation of their riverine wetlands by urban development. In each stream, three sections 50 meters long were sampled. The first one, located upstream of the riverine wetland zone (called "Arriba"), the second in the middle section of the water course that runs through the riverine wetland zone (called "Medio"), and the last one downstream of the riverine wetland zone (called "Abajo"). The variables studied included, in four

periods of the year and in each section: physical-chemical parameters (temperature, conductivity, pH, dissolved oxygen, turbidity, dissolved and suspended solids, concentrations of nitrogen forms, and total and dissolved phosphorous) and biological parameters, linked to the metabolic activity of the biofilm and bacterial densities. In addition, at two sampling times, nutrient retention experiments were carried out in the middle section of the stream courses, using the tracer addition technique to characterize the nutrient spiral. The results show that the best preserved riverine wetlands a) significantly decrease dissolved oxygen and increase the concentration of suspended solids in the channel; b) act as sinks for P and N, increasing fluvial metabolic processes, such as respiration or primary production; c) result in high rates of assimilation of nutrients by the biota; and d) act as retention zones for coliform bacteria in the main channel. These general patterns can be detected in all systems, although much variability is observed in the channels, and their intensity varies throughout the year and depending on the physical-chemical conditions of the flow.

Keywords: Fluvial metabolism, nutrient retention, self-depuration.

INTRODUCCIÓN

La hidrología, biogeoquímica y ecología de los ríos es modificada en muchos casos por la interacción con su planicie aluvial. En grandes ríos, el ecosistema de la planicie aluvial difiere del ecosistema del cauce, pero su química tanto como sus comunidades bióticas se relacionan con los ciclos de inundación de los ríos (Junk, 2005; Marchetti & Aceñolaza, 2012; Tockner, 2002). La interacción entre el cauce principal y su planicie de inundación es responsable de grandes cambios en la calidad del agua, principalmente referidos a la retención de sedimentos, consumo de oxígeno, enriquecimiento con CO₂, liberación de carbono orgánico disuelto, y transformación y/o pérdida de nutrientes inorgánicos (Tockner, 2002; Villar & Bonetto, 2000).

El vínculo entre el cauce principal y su planicie aluvial es determinante para entender el funcionamiento de un río y, entonces, poder generar estrategias de manejo de su cuenca. Un aspecto clave en la dinámica de los ríos con relación al éxito de los programas de restauración es su capacidad de autodepuración, en lo que respecta a la calidad del agua, lo que permite establecer la magnitud de los efectos de los tratamientos en el tiempo y en la distancia (Dzyuban, 2003; Parkyn *et al.*, 2003). La capacidad de autodepuración en ecosistemas acuáticos está basada en ciertas

características principales: a) la degradación de compuestos orgánicos por actividad microbiana (Nishihama *et al.*, 2008); b) la adsorción de xenobióticos y metales pesados en los suelos riparios y en los sedimentos (Hunter *et al.*, 2009), y c) la asimilación de nutrientes por la vegetación riparia y acuática (Barton & Northup, 2011; McIntyre *et al.*, 2009). La capacidad de autodepuración se ve modificada por factores naturales y antrópicos que afectan distintos aspectos de los sistemas lóticos tales como su contenido de nutrientes, C orgánico y O₂ disuelto (Carey & Migliaccio, 2009), que a su vez interactúan con la actividad y abundancia microbiana, alterando las tasas naturales de depuración (Carey & Migliaccio, 2009; Dzyuban, 2003; Kosolapov *et al.*, 2003; Perryman *et al.*, 2011).

En sistemas fluviales, los arroyos de bajo orden contribuyen significativamente a la remoción de N y a la depositación de P, dado que a través de ellos ingresa al cauce la mayor parte de la escorrentía superficial (Wollheim *et al.*, 2014). En estos arroyos hay gran actividad biológica debido a la mayor relación entre la superficie béntica y el volumen de agua suprayacente que conduce generalmente a mayor contacto e intercambio (Alexander *et al.*, 2008).

Sin embargo, a medida que la provisión de nutrientes excede la capacidad de asimilación de la comunidad biológica una gran proporción del ingreso es transferido aguas abajo

(Mulholland *et al.*, 2008; Wollheim *et al.*, 2008). La asimilación y retención de nutrientes ocurre desproporcionadamente en las zonas transitorias de almacenamiento, aquellas con mayor tiempo de residencia del agua en relación a la vaguada, dónde se facilita el contacto de los reactivos solubles con la microbiota incrementándose su procesamiento biogeoquímico (Mulholland & De Angelis, 2000; Runkel, 2007). En humedales, en los que la zona transitoria de almacenamiento representa una importante área en relación a la sección, la retención de nutrientes y sedimentos es muy importante. Estos ambientes también pueden actuar como filtros reteniendo bacterias provenientes de la ganadería (Knox *et al.*, 2008), y se han evidenciado retenciones de entre 80 y 99% de *Escherichia coli* y coliformes fecales en humedales superficiales construidos para tratar aguas residuales municipales y de la ganadería (Gerba *et al.*, 1999; Hill, 2003).

En ríos y arroyos pequeños, estas zonas transitorias de almacenamiento están bien representadas por los bañados de desborde fluvial (BDF) que conforman parte de su cauce en zonas de baja pendiente. La interacción entre grandes ríos y sus llanuras de inundación ha sido estudiada abordando los diferentes componentes biogeoquímicos del agua, pero es escasa la información sobre el efecto de los pequeños bañados de desborde fluvial sobre los procesos de autodepuración de cursos de agua de bajo orden.

El objetivo de este trabajo es analizar los efectos de los BDF sobre la calidad del agua y el metabolismo fluvial. Para ello se estudiaron cuatro cauces, dos ubicados en áreas rurales con ganadería extensiva y con sus BDF bien preservados en estado natural, y otros dos ubicados en las zonas periurbanas de la ciudad de La Plata y cuyos BDF han sido degradados por el avance de la urbanización. Hipotetizamos que el cauce de un arroyo con un BDF mejor conservado contribuirá a la remoción de N y P, por lo que las concentraciones de estos nutrientes aguas abajo del bañado disminuirán. También, los tramos con BDF mejor conservados tendrán una mayor densidad bacteriana y un metabolismo fluvial más activo, evidenciado por tasas de producción y respiración más elevadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se seleccionaron cuatro cursos de agua de primer o segundo en la periferia del casco urbano de la ciudad de La Plata. Dos de ellos, los arroyos Chubichaminí (35° 7'44.50" S, 57°41'51.95" O) y Cajaravillas (35° 2'45.90" S, 57°48'44.01" O), recorren una zona ganadera de producción extensiva, y tienen BDF bien preservados que conservan su conexión con el agua subterránea. Los otros dos, los arroyos del Gato (34°58'56.58" S, 58°3'13.13" O) y Carnaval (34°55'2.24" S, 58°6'30.53" O), han sido encauzados y sus BDF han sido modificados como consecuencia de las actividades antrópicas vinculadas a la producción hortícola y la urbanización, y se han desvinculado del agua subterránea por la extracción excesiva de agua en la región.

En cada cauce se delimitaron tres tramos, de unos 50 metros de longitud cada uno: un tramo en el cauce principal, dentro de la zona de BDF (Medio), y otros dos tramos sobre el cauce principal, fuera de la zona de BDF: un tramo aguas arriba (Arriba) y otro tramo aguas abajo (Abajo). Entre tramos hubo una distancia mínima de 100 metros, adonde no se encontraron fuentes puntuales de ingreso de nutrientes.

En cuatro muestreos (marzo 2017, junio 2017, septiembre 2017, febrero 2018) se colectaron en cada tramo muestras de agua y sedimento por triplicado para la medición de variables físico-químicas y biológicas. Además, se realizaron dos ensayos *in situ* (septiembre 2017 y febrero 2018) para medir el metabolismo fluvial y la capacidad de retención de nutrientes en cada tramo Medio.

Parámetros físicos y químicos

Se midió *in situ* pH, conductividad ("Cond", mS/cm), turbidez ("Turb", UNT), temperatura ("Temp", °C), concentración de oxígeno disuelto ("OD", mg/L), potencial redox ("ORP") y concentración de sólidos disueltos totales ("SDT", mg/L) con un sensor multiparamétrico Horiba U80. Se midió también los sólidos suspendidos totales ("SST", mg/L) mediante técnicas estándar (APHA, 2012).

En cada tramo se colectaron muestras de agua (250 mL) por triplicado, que se mantuvieron a 4°C hasta su filtrado en el laboratorio el mismo día. Las muestras fueron filtradas utilizando filtros tipo Whatman GF/C y conservadas a -18°C hasta su análisis. Las concentraciones (mg/L) de NH_4^+ , NO_3^- y NO_2^- y fósforo reactivo soluble ("PRS", mg/L) fueron determinadas aplicando metodología estándar (APHA, 2012). También se colectaron muestras de agua por triplicado para la determinación de fósforo total ("Ptotal", mg/L), nitrógeno total ("Ntotal", mg/L), demanda bioquímica de oxígeno ("DBO", mg/L) y demanda química de oxígeno ("DQO", mg/L) por metodología estándar (APHA, 2012).

Actividad metabólica del sedimento

Se colectaron muestras de sedimento con un aspirador (5 réplicas de 1 cm de diámetro, de 0,5 cm de profundidad) para analizar la respiración de la capa superficial del sedimento. La actividad del sistema transportador de electrones (STE), una medida de la respiración total del biofilm, fue ensayada mediante la reducción del aceptor de electrones INT (2-3 tetrazolium chloride) a INT-Formazan (iodonitrotetrazolium formazan) (Blenkinsopp & Lock, 1990). Las muestras se incuban en una solución 0,02% de INT (Sigma-Aldrich) por 12h en la oscuridad. El INT-Formazan se extrae luego con metanol frío durante una hora a 4°C en la oscuridad, y luego las muestras se sonicaron en un baño de ultrasonido (Cleanson CS1106). Finalmente se midió absorbancia a 480 nm con un espectrofotómetro Labomed UV-VIS Auto 2602, que se convirtió a concentración de actividad de STE (g INT-formazan/cm² h) usando como referencia una solución patrón de 30 mg/mL de INT-formazan en metanol.

Metabolismo fluvial

Se estimó el metabolismo fluvial de cada tramo Medio, en condiciones de flujo basal, midiendo las variaciones diarias de la concentración de oxígeno disuelto (OD), temperatura del agua, e intensidad de la luz a intervalos de 10 minutos durante períodos de 1-3 días, utilizando registradores de oxígeno disuelto con sensor óptico (Onset-HOBO® U26-001) y

de luz y temperatura (Onset-HOBO® UA-002-64). Los sensores de oxígeno fueron calibrados al aire antes de cada despliegue, y a posteriori para corregir los datos. Se estimó producción primaria bruta (PPB), producción primaria neta (PPN) y respiración ecosistémica (RE) ajustando un modelo de una estación a las curvas diarias de O_2 , siguiendo a Riley & Dodds (2013).

Retención de nutrientes

Para estimar las métricas de retención de nutrientes se utilizó el método de Adición de Trazadores para la Caracterización de Curvas en espiral ("TASCC", Covino *et al.*, 2010). A partir de la adición de un pulso de nutrientes se estimó la proporción de áreas de almacenamiento de transición (As) sobre el área media (A), las distancias de asimilación (SWamb) y las tasas de asimilación (Uamb) para NH_4^+ y PO_4^{3-} (Stream Solute Workshop, 1990).

Se agregaron simultáneamente NH_4^+ (como NH_4Cl) y PO_4^{3-} (como K_2HPO_4), ambos trazadores reactivos para caracterizar la dinámica de nutrientes, y Cl^- (como NaCl) como trazador conservativo para considerar la dilución y caracterizar la hidrodinámica del cauce. La masa añadida del trazador conservativo fue calculada *a priori* para incrementar la conductividad eléctrica a niveles detectables (5-10 veces la concentración basal), mientras que la masa añadida de nutrientes fue calculada para elevar la concentración basal del arroyo 2-5 veces (Corvino *et al.*, 2010). En cada tramo, se disolvieron todas las sales en un balde con 5 L de agua del arroyo y se realizó una adición puntual en el comienzo del tramo durante un minuto. La conductividad fue medida durante el experimento al final del tramo, donde se tomaron muestras de agua durante el avance del pulso, con una frecuencia de muestreo en función de la tasa de aumento de la conductividad eléctrica, resultando en 21-26 muestras de nutrientes por tramo muestreado. Inmediatamente antes de las adiciones se colectaron tres muestras de agua para obtener las concentraciones basales de nutrientes en el ambiente. Todas las muestras fueron filtradas inmediatamente (GF/C) y freezadas (-18°C) hasta

su análisis (APHA, 2012).

Bacterias indicadoras de contaminación fecal

Se realizó el recuento de *Escherichia coli* en las muestras analizadas utilizando la técnica de recuento en placas (EC Compact Dry) siguiendo las instrucciones del fabricante (Nissui Pharmaceutical. CO., LTD). Las placas se inocularon con 1 mL de la muestra (o dilución apropiada) y se incubaron durante 24 hs a $35 \pm 2^\circ\text{C}$. Las colonias de color azul/violeta se contaron como *E. coli* mientras que colonias rojas/rosadas fueron consideradas como otras coliformes. El medio utilizado selecciona en base a los sustratos cromogénicos (ISO 9308-1: 2014) Magenta-GAL, sustrato de la enzima beta galactosidasa presente en bacterias coliformes, y X-GLUC, sustrato de la enzima beta glucuronidasa específica de *E. coli*. Las placas fueron fotografiadas y los recuentos, expresados como unidades formadoras de colonia por 100 mL (ufc/100 mL), se realizaron utilizando el software de análisis de imagen Open CFU (Geissmann, 2013).

Análisis estadísticos

Dentro de cada cauce fluvial se exploraron los gradientes en los parámetros físico-químicos en los cuatro muestreos por separado (marzo, junio y noviembre, febrero) mediante análisis de componentes principales (ACP, previa estandarización de los datos), incluyendo los datos de los tres tramos de cada cauce fluvial. Luego, con la finalidad de establecer las diferencias entre los parámetros físico-químicos (Temp, pH, Cond, OD, Turb, ORP, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PRS, Ntotal, Ptotal, DBO, DQO, SST, SDT), y entre las variables biológicas (*E. coli*, actividad del STE) entre los tramos de cada cauce, se realizaron análisis multivariados de la varianza (MANOVA) con tres factores: CAUCE (factor fijo con cuatro niveles: Chubichaminí, Cajaravillas, del Gato, Carnaval), TRAMO (factor anidado en CAUCE con tres niveles: ARRIBA, MEDIO, ABAJO) y TIEMPO (factor fijo con cuatro niveles: marzo, junio, noviembre, febrero), siguiendo el modelo [$Y_{ijk} = \mu + \text{Cauce}_i + \text{Tramo}_j(i) + \text{Tiempok} + \text{Error}_{ijk}$].

Previamente se comprobaron la normalidad con el test de Shapiro-Wilk (Shapiro & Wilk, 1965) y la homogeneidad de varianzas mediante el test de Cochran (Cochran, 1951). Se utilizó el test *post-hoc* de Student-Newman-Keuls (SNK). Todos los análisis fueron realizados con Rv3.5.2 en RStudio v1.2.5033. Los ACP fueron realizados con el paquete base stats y graficados con los paquetes ggplot2 y ggfortify.

RESULTADOS

Los valores promedio (\pm DS) de los parámetro físico-químico en los arroyo, determinados en los distintos sectores y en cada muestreo se pueden observar en las Tablas Suplementarias 1 y 2. Los resultados del análisis a tres vías (Cauce, Tramo y Tiempo) indican una interacción significativa entre los factores (Tramo (Cauce)*Tiempo; $p < 0,05$) tanto en el análisis multivariado como en el análisis de cada una de las variables físico-químicas individuales (Tabla 1), indicando que cada cauce se comporta de manera distinta en los distintos momentos del año. Con el objeto de mejorar su exposición en el texto, los resultados serán agrupados en parámetros físico-químicos medidos *in situ* (Temp, Cond, pH, OD, Turb, ORP, SDT, SST) y análisis de nutrientes y materia orgánica (N, P, DBO, DQO), a pesar de que provienen de los mismos análisis. En las Figuras 1 a 4 se exhiben los análisis de componentes principales para cada sistema en cada muestreo. Los vectores en negro indican aquellas variables que demostraron diferencias significativas en los análisis confirmatorios ($p < 0,05$), los vectores grises aquellas que no representan diferencias significativas.

Parámetros físico-químicos *in situ*

En el Chubichaminí (Figura 1), el tramo Arriba tuvo valores significativamente mayores de OD en marzo; de pH y Temperatura en junio; de Turbidez y OD en noviembre y; de OD, pH y ORP en febrero. El tramo Medio tuvo mayores valores de SST en marzo; de TDS y conductividad en junio, y; Turbidez y SST en febrero. Por su lado el tramo Abajo estuvo asociado con aumentos

Tabla 1. Resultados (F-valor) de los análisis de la varianza multivariados (MANOVA) y los análisis univariados para los parámetros físico-químicos medidos en cada tramo en los cuatro muestreos realizados en los cuatro cauces fluviales. Diferencias significativas ($p < 0.05$) se indican con *.

Table 1. Results (F-value) of the multivariate analysis of variance (MANOVA) and the univariate analyses for the physical-chemical parameters measured at each reach in the four studied watersheds during all four sampling campaigns. Significant differences ($p < 0.05$) are indicated with *.

| Variable | CAUCE | TIEMPO | TRAMO(CAUCE) | TRAMO(CAUCE)* TIEMPO |
|-----------------------------------|----------|----------|--------------|----------------------|
| MANOVA | 354,38* | 1170,23* | 17,64* | 11,08* |
| Temperatura | 1042,99* | 8481,51* | 38,39* | 53,05* |
| pH | 8,862* | 68,477* | 6,005* | 8,921* |
| Conductividad | 100,698* | 5,006* | 1,885 | 4,778* |
| OD | 83,28* | 148,22* | 21,36* | 18,44* |
| Turbidez | 27,71* | 53,27* | 11,24* | 23,97* |
| ORP | 3221,26* | 11830,4* | 17,66* | 857,89* |
| SDT | 455,6* | 14309,9* | 15,8* | 165,8* |
| SST | 17,746* | 48,577* | 3,67* | 8,717* |
| PRS | 1445,34* | 125,65* | 58,8* | 40,36* |
| NO₃⁻ | 117,46* | 466,83* | 58,67* | 36,42* |
| NO₂⁻ | 360,43* | 8,698* | 154,691* | 65,174* |
| NH₄⁺ | 509,4* | 264,19* | 72,94* | 131,88* |
| Ptotal | 616,89* | 54,13* | 27,3* | 17,85* |
| Ntotal | 683,1* | 205,4* | 70,8* | 110* |
| DQO | 326,83* | 116,97* | 23,2* | 22,01* |
| DBO | 17,15* | 31,56* | 14,97* | 12,05* |

de: de TDS en marzo; de TDS, conductividad y OD en junio; de Temperatura en noviembre y

de Temperatura y pH en febrero.

En el Cajaravillas (Figura 2), el tramo Arriba tuvo

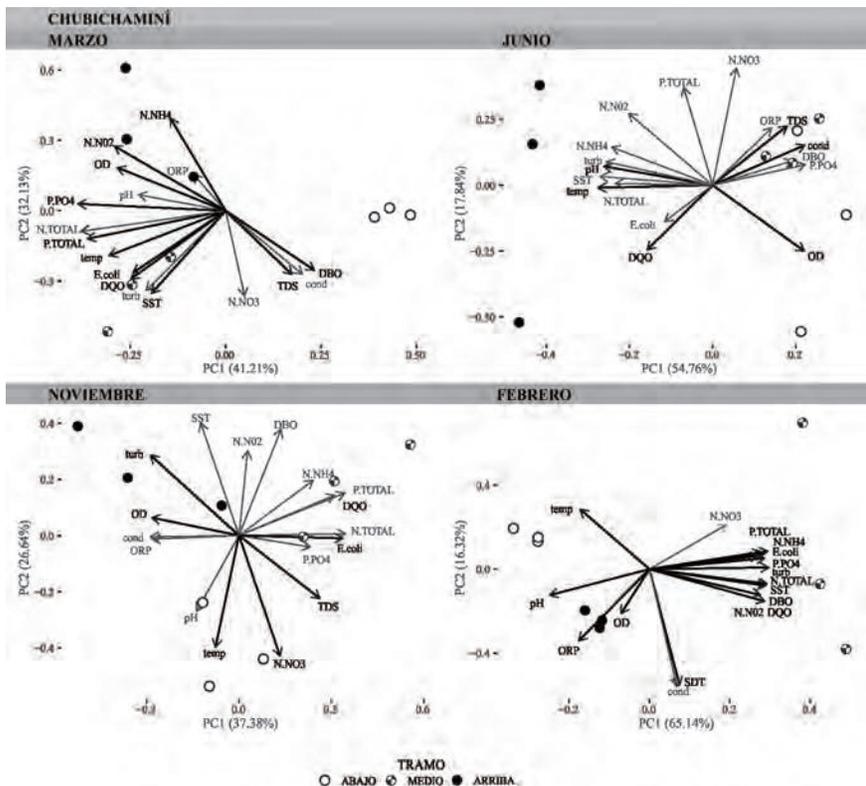


Figura 1. Resultados de los ACP para el cauce Chubichaminí, por cada período muestreado. Los vectores en negro representan aquellas variables significativas (MANOVA $p < 0.05$) para diferenciar los tres tramos (Abajo, Medio, Arriba) en cada momento del año.

Figure 1. PCA results for the Chubichaminí watershed at each sampling period. Vectors in black represent significantly different variables (MANOVA, $p < 0.05$) to differentiate each reach at each sampling time.

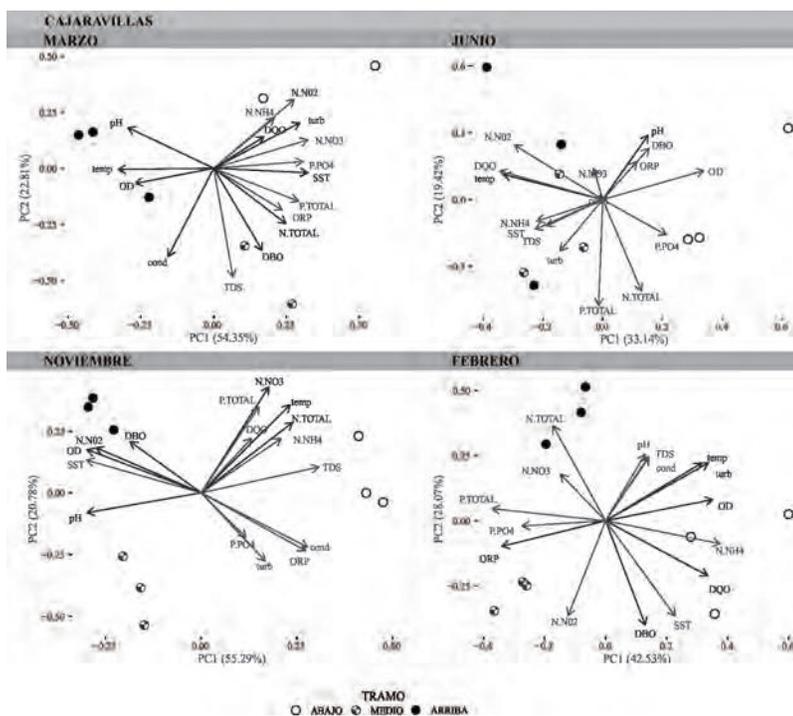


Figura 2. Resultados de los ACP para el cauce Cajaravillas, por cada período muestreado. Los vectores en negro representan aquellas variables significativas (MANOVA $p < 0.05$) para diferenciar los tres tramos (Abajo, Medio, Arriba) en cada momento del año.

Figure 2. PCA results for the Cajaravillas watershed at each sampling period. Vectors in black represent significantly different variables (MANOVA, $p < 0.05$) to differentiate each reach at each sampling time.

mayores valores ($p < 0.05$) de pH, Temperatura y OD en marzo; aumentos de temperatura en junio e incrementos de OD y pH en noviembre. El tramo Medio tuvo los mayores valores de ORP en febrero y, al igual que en el tramo Arriba, la temperatura aumentó en junio. El tramo Abajo, por otro lado, se vinculó a los aumentos de Turbidez y SST en marzo; a la temperatura en noviembre y a aumentos de OD, Turbidez y Temperatura en febrero.

En el del Gato (Figura 3), el muestreo de febrero no pudo realizarse por la sequía extraordinaria del cauce. El tramo Arriba tuvo mayores valores de ORP en marzo, y una mayor conductividad y ORP en noviembre. El tramo Medio se vio asociado a mayores conductividades en marzo y en junio, cuando también tuvo aumentos de ORP, y en ese tramo también se midió un aumento de pH en noviembre. El tramo Abajo, por otro lado, se asoció a mayores valores de temperatura en marzo y en noviembre, y aumentos significativos de OD en junio y noviembre.

En el Carnaval (Figura 4), al igual que en el del Gato, el muestreo de febrero no pudo realizarse por efectos de la sequía. En marzo,

el sitio Medio tuvo los mayores valores de SST y conductividad, mientras que en el sitio Abajo el pH fue la única variable que tuvo diferencias significativas, y únicamente en el muestreo de junio. En noviembre, el sitio Arriba se asoció a mayores valores de pH, OD y Temperatura.

Nutrientes y materia orgánica

En el curso Chubichaminí (Figura 1) el tramo Arriba se vio relacionado con valores mayores de NH_4^+ y NO_2^- durante marzo, y de DQO en junio. El tramo Medio estuvo asociado a valores mayores de nutrientes y materia orgánica en febrero (N, P, DBO, DQO), y de la DQO en marzo y en noviembre. El tramo Abajo, por otro lado, estuvo asociado a mayores valores de la DBO en marzo y de NO_3^- en noviembre.

En el Cajaravillas (Figura 2) en marzo los mayores valores de DBO y N total se asociaron al sitio Medio, y los de DQO y NO_2^- al sitio Abajo. En noviembre, la DBO y la concentración de NO_2^- se asociaron al sitio Arriba, y los NO_3^- y el Ntotal al sitio Abajo. Y en febrero el tramo Abajo estuvo relacionado a mayores valores de DBO y DQO. En el del Gato en marzo (Figura 3), los mayores

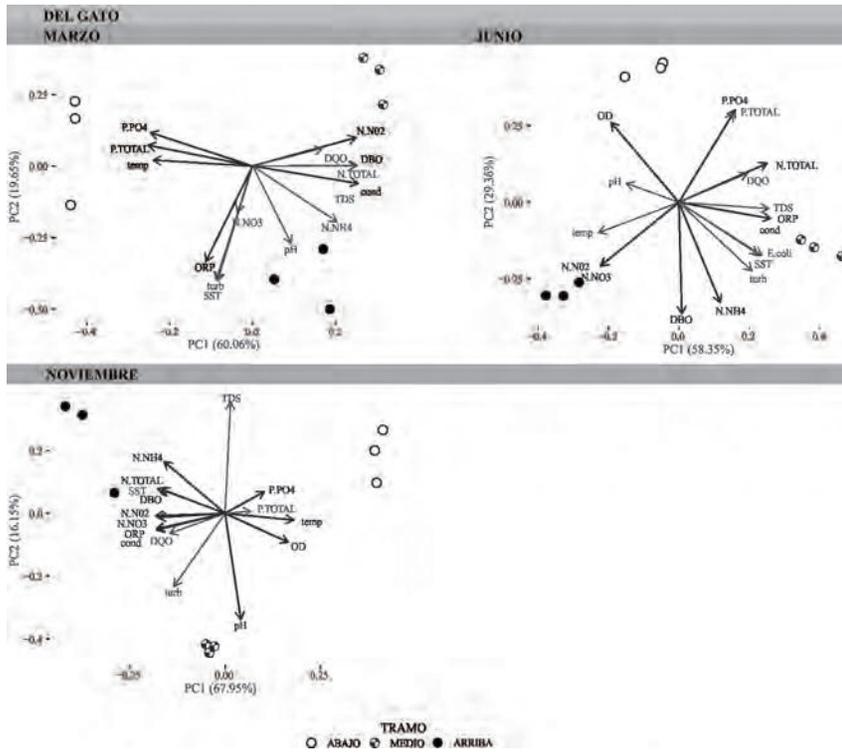


Figura 3. Resultados de los ACP para el cauce Gato, por cada período muestreado. Los vectores en negro representan aquellas variables significativas (MANOVA $p < 0.05$) para diferenciar los tres tramos (Abajo, Medio, Arriba) en cada momento del año.

Figure 3. PCA results for the Gato watershed at each sampling period. Vectors in black represent significantly different variables (MANOVA, $p < 0.05$) to differentiate each reach at each sampling time.

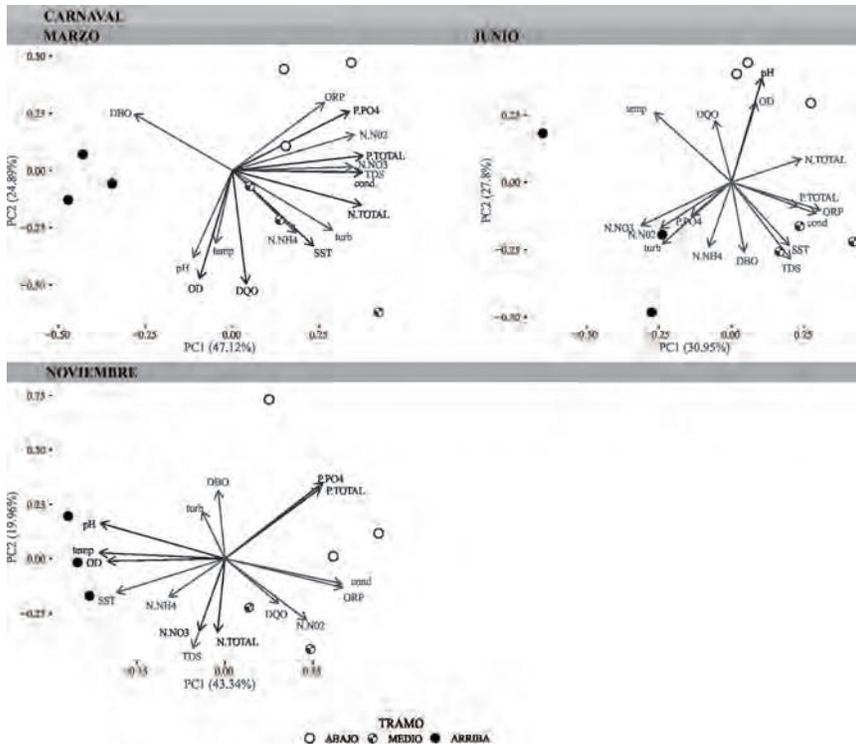


Figura 4. Resultados de los ACP para el cauce Carnaval, por cada período muestreado. Los vectores en negro representan aquellas variables significativas (MANOVA $p < 0.05$) para diferenciar los tres tramos (Abajo, Medio, Arriba) en cada momento del año.

Figure 4. PCA results for the Carnaval watershed at each sampling period. Vectors in black represent significantly different variables (MANOVA, $p < 0.05$) to differentiate each reach at each sampling time.

valores de PRS y P total se asociaron al sitio Abajo, mientras que los de DBO y NO_2^- al sitio Medio. En junio, el sitio Arriba estuvo vinculado a los mayores valores de NO_3^- y NO_2^- y a los menores valores de PRS. En noviembre, ese sitio mantuvo los valores más altos de NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ y N total, mientras que el PRS aumentó hacia el sitio Abajo.

En el Carnaval (Figura 4), en noviembre, el sitio Abajo tuvo los mayores valores de PRS y P total, mientras que el NO_3^- y el N total se vincularon al sitio Medio. En febrero los mayores valores de DQO y N total se asociaron al sitio Medio, mientras que los incrementos de PRS y P total lo hicieron con el sitio Abajo.

Bacterias indicadoras de contaminación fecal

En el Chubichaminí, el tramo Medio registra la densidad más altas de *E. coli* en todos los muestreos a excepción de junio, el muestreo que registró las densidades más bajas en todos

los arroyos (Figura 5). En el Cajaravillas, el valor más alto de densidad bacteriana se encontró también en el tramo Medio durante el muestreo de marzo. En los arroyos del Gato y Carnaval se registraron las densidades más bajas de *E. coli* en todos los muestreos y no se advierte patrón alguno (Figura 5).

Actividad respiratoria en el sedimento

La actividad del STE en el sedimento varió entre 0.14-0.16 ($\pm 0.02-0.05$) $\mu\text{g INT}/\text{mg cm}^2 \text{ h}$ en los cuatro cauces estudiados.

En febrero y junio la respiración del sedimento fue mayor en el tramo Medio en comparación con el tramo Arriba de los arroyos Cajaravillas y Chubichaminí, y además en este último fue aún mayor que en el tramo Abajo. En noviembre este patrón se mantuvo en el Chubichaminí, siendo mayor la respiración en el tramo Medio en comparación con los otros dos tramos (Figura 6; Tabla 2). En los arroyos más impactados, la respiración del sedimento fue similar durante

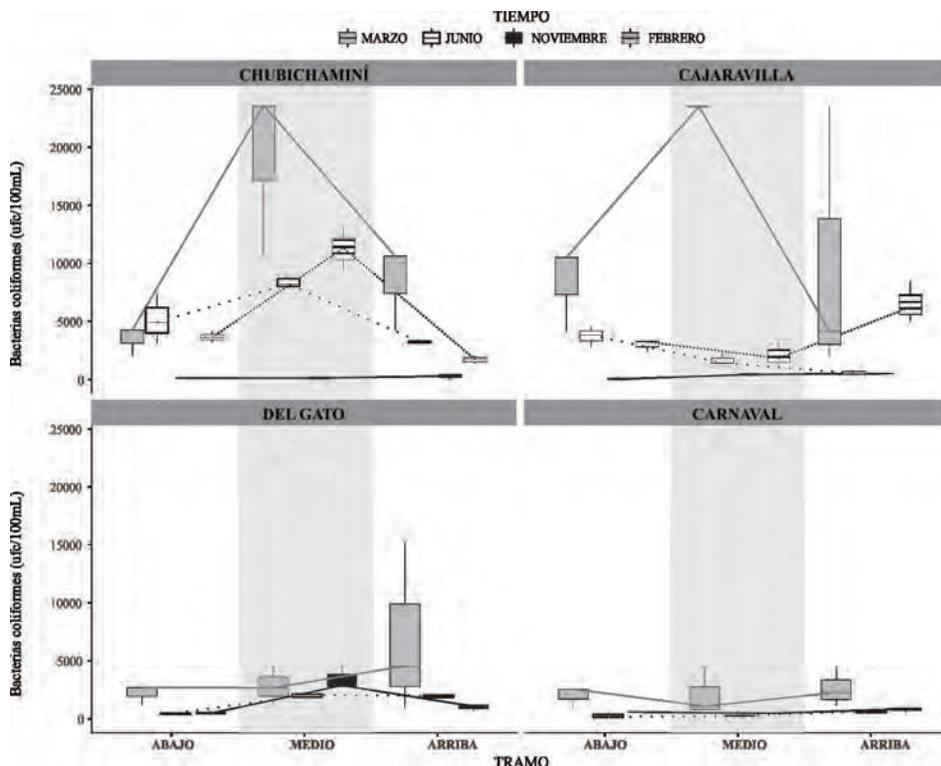


Figura 5. Variación en la densidad de bacterias coliformes fecales (*E. coli*) en los tres tramos de cada uno de los cuatro cauces en los períodos muestreados.

Figure 5. Variation in bacterial density (*E. coli*) in all three reaches at each watershed during the four sampled periods.

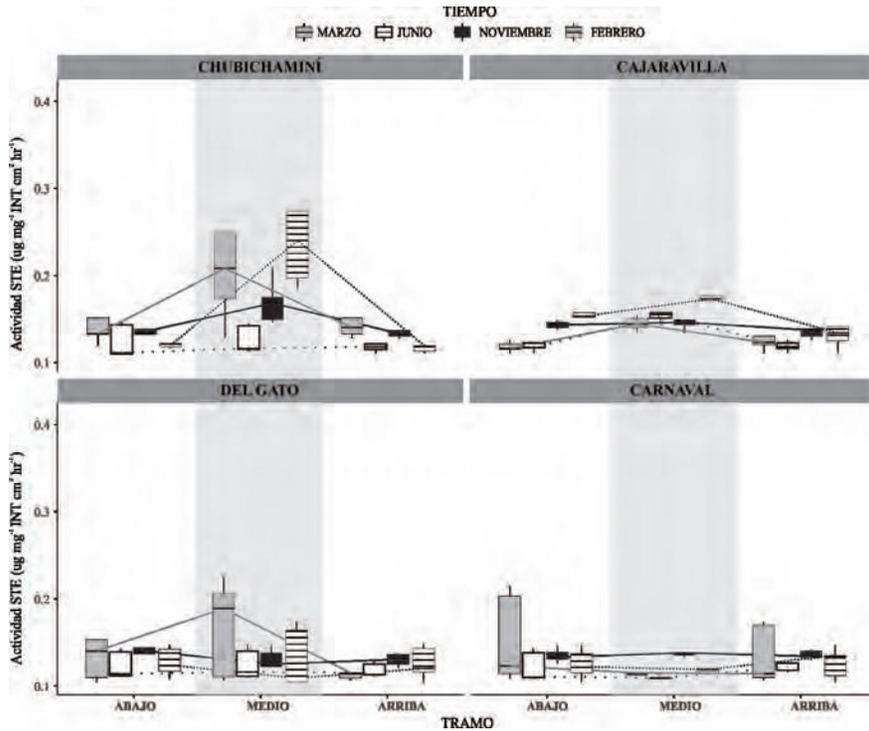


Figura 6. Variación de la actividad del sistema transportador de electrones (STE) en el sedimento de los tres tramos de los cuatro cauces en los períodos muestreados.
Figure 6. Variation in the activity of the electron transfer system (ETS) in the sediment of each reach at each watershed in the four sampling periods.

Tabla 2. Resultados ((F-valor) del ANOVA a 3 vías para las bacterias coliformes y para la medida de respiración del sedimento mediante la técnica de INT-Formazan. Diferencias significativas ($p < 0.05$) se indican con *.
Table 2. Results (F-value) of the 3-way ANOVA for bacteria and respiratory activity of the sediment through the INT-formazan methodology. Significant differences ($p < 0.05$) are indicated with *.

| Variable | CAUCE | TIEMPO | TRAMO(CAUCE) | TRAMO(CAUCE)* TIEMPO |
|------------------------|---------|---------|--------------|----------------------|
| Bacterias | 25,084* | 43,112* | 7,338* | 6,361* |
| Actividad respiratoria | 10,187* | 6,654* | 8,048* | 2,164* |

todo el año en todos tramos, con alguna disminución en el tramo Medio en el Carnaval durante marzo.

Metabolismo fluvial

Las mediciones de metabolismo fluvial de los cauces estudiados indica que son sistemas heterotróficos ($R > PPB$; Tabla 3). Tanto las PPB como la RE promedio fueron mayores en los cauces mejor conservados, y los valores más negativos de PPN fueron medidos en septiembre

en el Cajaravillas y en el Chubichamini (-33,4 y -28,6 gO_2/m^2d respectivamente).

La PPB alcanzó sus valores máximos en el Cajaravillas en septiembre (12,23 gO_2/m^2d). Comparando los cuatro sistemas, la PPN fue mucho menor en el del Gato ($0,31 \pm 0,29 gO_2/m^2d$), aunque en el Carnaval durante el muestreo de febrero los valores de PPN estuvieron también por debajo de 1 gO_2/m^2d . En el Cajaravillas y Chubichamini los valores de RE también fueron mucho mayores que en el del Gato y Carnaval (Tabla 3), alcanzando valores máximos de respiración de 45,7 gO_2/m^2d en el

Tabla 3. Promedios (\pm DS) de los parámetros de retención de nutrientes y de metabolismo fluvial en los cuatro sistemas estudiados. As/A: proporción de áreas de almacenamiento de transición sobre el área media; Sw: Distancias de asimilación de NH_4^+ y de PO_4^{3-} ; Uamb: tasas de asimilación de NH_4^+ y de PO_4^{3-} .

Table 3. Mean (\pm SD) for the nutrient retention parameters and fluvial metabolism in all four watersheds. As/A: proportion of transient storage areas in relation to the total mean area; Sw: uptake distances for NH_4^+ and PO_4^{3-} ; Uamb: uptake rates for NH_4^+ and PO_4^{3-} .

| | Chubichaminí | Cajaravillas | Carnaval | del Gato |
|--------------------------------------|-----------------|-----------------|------------------|----------------------|
| As/A | 0,33 | 0,35 | 0,09 | 0,04 |
| | ($\pm 0,31$) | ($\pm 0,19$) | ($\pm 0,04$) | ($\pm 0,04$) |
| NH4-Sw | 12,28 | 41,23 | 15,04 | 10,4 |
| (m) | ($\pm 12,33$) | (± 0) | ($\pm 16,92$) | ($\pm 3,39$) |
| PO4-Sw | 39,62 | 19,96 | 248,48 | 220,07 |
| (m) | ($\pm 5,11$) | ($\pm 1,47$) | ($\pm 331,18$) | ($\pm 247,59$) |
| NH4 Uamb | 11,73 | 2,24 | 3,41 | 6,13 |
| (mg/m ² min) | ($\pm 9,57$) | ($\pm 3,17$) | ($\pm 3,6$) | ($\pm 1,72$) |
| PO4 Uamb | 7,35 | 18,94 | 16,67 | 0,71 ($\pm 19,95$) |
| (mg/m ² min) | ($\pm 3,00$) | ($\pm 5,59$) | ($\pm 22,29$) | |
| PPB | 5,16 | 6,66 | 4,03 | 0,31 |
| (g O ₂ /m ² d) | ($\pm 5,86$) | ($\pm 7,88$) | ($\pm 4,42$) | ($\pm 0,29$) |
| RE | 23,33 | 30,81 | 15,05 | 3,56 |
| (g O ₂ /m ² d) | ($\pm 20,66$) | ($\pm 21,04$) | ($\pm 0,45$) | ($\pm 3,75$) |
| PPN | -18,18 | -24,16 | -11,03 | -3,25 |
| (g O ₂ /m ² d) | ($\pm 14,79$) | ($\pm 13,16$) | ($\pm 3,97$) | ($\pm 4,04$) |

Retención de nutrientes

En el tramo Medio del Cajaravillas y del Chubichaminí, la proporción de zonas de almacenamiento transitorio en relación a su ancho (As/A) fue un orden de magnitud mayor que en el Carnaval y en el del Gato (Tabla 3).

Las distancias de asimilación de NH_4^+ ($\text{NH}_4\text{-Sw}$) fueron menores en el del Gato, Carnaval y Chubichaminí que en el Cajaravillas, donde la distancia media de asimilación alcanzó los 41 m (Tabla 3). Por el contrario, las distancias medias de asimilación de PO_4^{3-} ($\text{PO}_4\text{-Sw}$) fueron un orden de magnitud menor en los sistemas con bañados mejor conservados (Cajaravillas y Chubichaminí), mientras que en el del Gato y Carnaval llegaron a superar los 390 m en el período de febrero.

Las tasas de asimilación de NH_4^+ fueron similares en todos los sistemas excepto en el Chubichaminí, cuyos valores fueron mayores a los medidos en los otros sistemas, alcanzando un máximo de 18,5 mg m²/min. Por otra parte, las tasas de asimilación de PO_4^{3-} en el Cajaravillas y en el Carnaval tuvieron valores medios

mucho mayores a las del sistema del Gato y el Chubichaminí, aunque fueron menos variables en los bañados mejor conservados (Cajaravillas y Chubichaminí).

DISCUSIÓN

Los resultados muestran que los cuatro sistemas estudiados tienen una importante variabilidad en sus características físicas y químicas durante el año y entre los distintos tramos estudiados. El intercambio entre los ríos y sus planicies aluviales altera las concentraciones de oxígeno disuelto en el curso fluvial principal. En general, en los bañados de inundación se encuentran tasas de respiración más altas que en los cursos fluviales principales, que son las responsables de una disminución en la concentración de oxígeno disuelto (Kobayashi *et al.*, 2011). El ingreso de agua empobrecida en oxígeno que retoma el curso fluvial principal genera disminuciones importantes de oxígeno, que se transfieren aguas abajo sobre todo en períodos

de aguas bajas, como fue reportado en ríos en Zambia (Zurbrügg *et al.*, 2012), en el Río Paraguay (Hamilton *et al.*, 1995) y en tributarios del Mississippi (Kaller *et al.*, 2015).

Esto es coincidente con los resultados de este estudio, dado que los cauces con BDF mejor conservados disminuyeron la concentración de oxígeno disuelto, la temperatura y el pH, y aumentaron la turbidez, los sólidos suspendidos disueltos y los totales en el agua del curso principal al ingresar ésta a la zona de bañado, manteniéndose esa tendencia aguas abajo. Al contrario, en aquellos cauces con BDF reducidos o degradados, los aumentos significativos en pH, oxígeno disuelto y temperatura se asociaron a los tramos aguas abajo.

Los bañados y sus efectos en la calidad del agua y la dinámica de los nutrientes

Los bañados de desborde fluviales tienen un rol central en la regulación de la calidad del agua a través de los intercambios entre el agua subterránea y la superficial, la biota y los procesos biogeoquímicos (Yao *et al.*, 2017). Como el agua superficial contiene materia orgánica y oxígeno, mientras que el agua subsuperficial contiene abundantes nutrientes, la mezcla entre ambos sistemas (la zona hiporreica) tiene un impacto importante sobre la calidad del agua y el ciclo biogeoquímico (Marmonier *et al.*, 2012; Sánchez-Pérez & Trémolières, 2003; Vervier *et al.*, 2009). La interacción agua-sedimento en estos ambientes ayuda a la depuración del agua eliminando nitratos por infiltración a través del sistema suelo-vegetación hacia el agua subterránea, pero también a través de la difusión desde el agua subterránea hacia el agua superficial (Sánchez-Pérez *et al.*, 1991a, 1991b; Takatert *et al.*, 1999).

En las cuencas urbanizadas, los bañados reciben escorrentía superficial o subsuperficial con altas concentraciones de nutrientes, particularmente NO_3^- , y pueden funcionar como sumideros de nitrógeno durante todo el año (Groffman & Crawford, 2003; Mayer *et al.*, 2007). La remoción de N en los bañados ocurre principalmente por desnitrificación, un proceso anaeróbico que

reduce el nitrato a nitrito, y a los gases óxido nítrico (NO), nitroso (N_2O) y dinitrógeno (N_2), resultando en una permanente pérdida de NO_3^- del sistema (Paul, 2014). El P, por otro lado, está primariamente vinculado al sedimento, y es removido del agua por sedimentación y procesos de adsorción (Sharpley *et al.*, 2000). Las formas biodisponibles de P (como por ejemplo Fe-P o Al-P) pueden quedar rápidamente disponibles si las condiciones redox y de pH cambian (Palmer-Felgate *et al.*, 2011).

En los resultados de esta experiencia, los tramos de cauces con BDF mejor conservados actuaron reteniendo P (tanto Ptotal como PRS), mientras que en aquellos con BDF degradados y desconectados del agua subterránea, la concentración de este elemento aumentó aguas abajo en el recorrido fluvial. Estos resultados coinciden con los obtenidos en sistemas similares (Bai *et al.*, 2017; Qian *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2013), adonde zonas de bañados actuaron como sumideros de fósforo. Algo similar sucedió con el Ntotal, quedando retenido tanto aguas arriba o en el mismo bañado cuando éste se encuentra bien conservado, ratificando estudios previos que indican el rol de estos ecosistemas en retener nitrógeno (Bernard-Jannin *et al.*, 2016; Jordan *et al.*, 2011; Peyrard *et al.*, 2011). En el caso de las formas de nitrógeno, las diferencias significativas en los cauces con BDF mejor conservados representaron aumentos en las concentraciones de nitrato en los tramos medios o aguas abajo del bañado. En los cauces con BDF peor conservados, por otro lado, los nitratos fueron generalmente más abundantes en tramos aguas arriba del bañado.

La abundancia bacteriana y el metabolismo fluvial en los bañados

Los patógenos son una de las principales causas de deterioro de la calidad del agua y preocupación de salud pública en todo el mundo. En USA, por ejemplo, representan una de las principales causas de contaminación asociadas con el deterioro de ríos y arroyos, aguas costeras, bahías y estuarios (USEPA, 2017). En nuestro país existe una normativa para el uso seguro de aguas recreativas que establece un nivel guía de 126 ufc/100 mL

(media geométrica) para *E. coli*, entre otros requerimientos (Ministerio de Salud, Resolución 125/2016). El valor promedio obtenido en todos los arroyos relevados en este estudio superan ese nivel guía en los tres tramos.

La densidad de bacterias indicadoras fecales, *E. coli* en nuestro estudio, está determinada en sistemas fluviales por los diversos procesos que ocurren en las cuencas. Los resultados obtenidos, con densidades más altas en las cuencas con mayor actividad agrícola-ganadera reflejan el impacto de esa actividad sobre sus cauces. En las cuencas urbanas estudiadas, en cambio, no se registraron fuentes puntuales tales como descargas de plantas cloacales o industriales. En la escala de una gran cuenca urbanizada, el ingreso de microorganismos fecales por fuentes no puntuales es mucho menor que las por fuentes puntuales. Sin embargo, el impacto local de las fuentes difusas no humanas (especialmente la escorrentía superficial de los campos de pastoreo) puede ser de gran importancia en la calidad microbiológica de los pequeños ríos de cabecera (Collins, 2004; Crowther *et al.*, 2002; Servais *et al.*, 2007). Rochelle-Neval *et al.* (2016) demostraron que el uso de la tierra y la hidrología son los principales factores de control de las concentraciones de *E. coli* en el agua de arroyos de la cabecera de una cuenca tropical húmeda, y que la importancia relativa de estos dos factores varía entre las estaciones secas y húmedas. En las cuatro cuencas de este estudio, las concentraciones más altas se observaron durante la estación húmeda, cuando las precipitaciones y la escorrentía fueron más altas. Esto último podría explicar el patrón observado en todos los arroyos, con densidades más altas en períodos de precipitaciones máximas (marzo) y densidades más bajas cuando las precipitaciones son menores (junio).

Los resultados mostraron también un patrón de densidad máxima de *E. coli* en el tramo Medio de los cauces periurbanos caracterizados como BDF mejor conservados. Patrones similares fueron publicados en otros trabajos (Collins, 2004; Scott *et al.*, 2017). Para Collins (2004) las altas densidades de bacterias reflejan la fracción desproporcionadamente grande del

flujo superficial y subsuperficial de la cuenca que pasa a través de los humedales y, por tanto, actúan como sumideros de microorganismos. El ganado se siente atraído sólo por humedales más pequeños y poco profundos para beber y pastar tanto en verano como en invierno. Por ello, excluyendo éstos últimos, los humedales pueden producir mejoras en la calidad bacteriana del agua, aunque cuantificar con precisión esta mejora es difícil sin estudios a largo plazo.

Trabajos recientes (Neill *et al.*, 2018; Oliver *et al.*, 2018) advierten, sin embargo, sobre la necesidad de identificar con mayor resolución "puntos calientes" o "áreas fuente críticas" en las cuencas que hagan posible la implementación de estrategias eficaces de manejo del impacto sanitario sobre sus cauces.

Las distancias de retención de nutrientes en los BDF bien conservados fueron muy altas comparadas con otros sistemas agrícolas en Norte América, Europa, u Oceanía con rangos similares de descarga en el mundo (ej., Bernot *et al.*, 2006; Gasparini Fernandes Cunha *et al.*, 2019; Gücker & Pusch, 2006; Niyogi *et al.*, 2004). En general, los cauces de llanura sin vegetación riparia densa, con buena exposición solar que estimula la producción algal, resulta en sistemas autotróficos (PPB > R; Vannote *et al.*, 1980). Esto puede cambiar en aquellos sistemas alterados por el uso agrícola o urbano, que aporten excesos de nitrógeno, fósforo y/o materia orgánica (Alexander & Smith, 2006; Dodds, 2006). Estos aportes alóctonos de nutrientes pueden estimular la producción autotrófica bruta, y los ingresos de carbono orgánico pueden acelerar los procesos de descomposición microbiana, incrementando la respiración (Gücker *et al.*, 2006; Wilcock *et al.*, 1998; Young & Huryn, 1999). Los resultados expuestos en este manuscrito muestran que tanto la producción primaria bruta promedio como la respiración fueron mayores en cauces mejor conservados, resultando incluso en producciones netas (PPB-R) negativas. Esto puede ser explicado por los aportes de carbono orgánico por la vegetación acuática, sobre todo en los tramos medios de los cauces con BDF conservados, sumado a la gran turbidez que limita la producción autotrófica, generan una

mayor actividad del componente heterotrófico del sistema. Esto ha sido reportado en otros sistemas similares expuestos a impactos agrícolas y urbanos (Wilcock *et al.*, 1998; Gücker *et al.*, 2006; Iwata *et al.*, 2007; Houser *et al.*, 2005). En los ríos impactados por urbanización, la distancia de retención de nutrientes es generalmente mayor que en sistemas poco disturbados (Hall *et al.*, 2013; Meyer *et al.*, 2005). En los resultados expuestos, las distancias de asimilación de NH_4^+ y de PO_4^{3-} fueron hasta un orden de magnitud menores en los bañados mejor conservados, y en el Chubichaminí las tasas de asimilación fueron mucho mayores que en los demás sistemas. Esto indica que el metabolismo de los cauces estudiados muestra que son sistemas altamente activos. Ha habido varios estudios documentando los efectos del uso del suelo agrícola en el tamaño de las zonas de almacenamiento transitorio (ej., Bernot *et al.*, 2006; Weigelhofer, 2017). Nuestros resultados coinciden con aquellos que indican que los cocientes As/A (área de las zonas de almacenamiento transitorio / área total) son significativamente más altos en los sitios menos disturbados (ej., Runkel, 1998; Webster *et al.*, 2003), probablemente debido a una mayor cantidad de arcillas en el cauce.

Coincidentemente, en los cauces con BDF mejor conservados las medidas de respiración microbiana en el sedimento fueron mayores comparados con tramos aguas arriba o aguas abajo de las zonas de desborde fluvial. Por otro lado, en los cauces con BDF degradados la respiración en el sedimento fue homogénea durante todo el recorrido de los tramos analizados. También, las demandas biológicas y bioquímicas de oxígeno (DBO y DQO) en general aumentaron hacia tramos medios o aguas abajo de los BDF bien conservados, mientras que en los cauces con BDF degradados fue muy variable en los distintos momentos del año.

CONCLUSIONES

Las zonas de bañados de desborde fluvial mejor conservados, comparadas con zonas de bañados degradados por la urbanización:

- Disminuyen el oxígeno disuelto y aumentan la concentración de sólidos suspendidos en

el cauce principal. Esto se mantiene aguas abajo de los bañados de desborde fluvial, y está vinculado al aumento de la respiración en los bañados.

- Actúan como sumideros de P y N, que bajo distintas condiciones físico-químicas pueden volver a solubilizarse en el cauce principal.
- Generan un ambiente propicio para incrementar los procesos metabólicos fluviales, tales como la respiración o la producción primaria, resultando en tasas de asimilación de nutrientes por la biota elevadas.
- Actúan como depuradores de bacterias coliformes en el cauce principal.

Aunque estos patrones fueron generales, hubo mucha variabilidad en los cauces, y los efectos de los bañados sobre el cauce principal dependieron del momento del año y de las condiciones físico-químicas del flujo.

AGRADECIMIENTOS

Los/as autores/as agradecen a Roberto Jensen por la ayuda en el trabajo de campo, vital para la realización de los muestreos. También agradecen a los revisores por su tiempo y esfuerzo en generar aportes para mejorar el manuscrito sustancialmente. Los estudios fueron financiados por el proyecto de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica titulado "Estudio hidrológico y ecológico de bañados de desborde para la conservación de sistemas fluviales y mitigación de inundaciones" (PICT-2015-1342), y por el proyecto CONICET-PUE titulado "Estudio de lagunas de regulación y bañados de sistemas fluviales, su rol en la integridad ecológica de las cuencas y en la mitigación de inundaciones en la llanura pampeana: medidas para la conservación, rehabilitación y gestión" (2292016010001183).

REFERENCIAS

Alexander, R. B., & Smith, R. A. (2006). Trends in the nutrient enrichment of US rivers during the

- late 20th century and their relation to changes in probable stream trophic conditions. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 639-654.
- Alexander, R. B., Smith, R. A., Schwarz, G. E., Boyer, E. W., Nolan, J. V. & Brakebill, J. W. (2008). Differences in phosphorus and nitrogen delivery to the Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin. *Environmental science & technology*, 42(3), 822-830.
- American Public Health Association. APHA, 2012. *Standard methods for examination of water and wastewater, method 9221 B*.
- Bai, J., Ye, X., Jia, J., Zhang, G., Zhao, Q., Cui, B. & Liu, X. (2017). Phosphorus sorption-desorption and effects of temperature, pH and salinity on phosphorus sorption in marsh soils from coastal wetlands with different flooding conditions. *Chemosphere*, 188, 677-688.
- Barton, L. L. & Northup, D. E. (2011). Microbes at work in nature: biomineralization and microbial weathering. *Microbial Ecology*, 299-326.
- Bernard-Jannin, L., Brito, D., Sun, X., Jauch, E., Neves, R., Sauvage, S. & Sánchez-Pérez, J. M. (2016). Spatially distributed modelling of surface water-groundwater exchanges during overbank flood events—a case study at the Garonne River. *Advances in water resources*, 94, 146-159.
- Bernot, M. J., Tank, J. L., Royer, T. V. & David, M. B. (2006). Nutrient uptake in streams draining agricultural catchments of the midwestern United States. *Freshwater Biology*, 51(3), 499-509.
- Blenkinsopp, S. A. & Lock, M. A. (1990). The measurement of electron transport system activity in river biofilms. *Water Research*, 24(4), 441-445.
- Carey, R. O. & Migliaccio, K. W. (2009). Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems: a review. *Environmental management*, 44(2), 205-217.
- Cochran, W. G. (1951). Testing a linear relation among variances. *Biometrics*, 7(1), 17-32.
- Collins, R., & Rutherford, K. (2004). Modelling bacterial water quality in streams draining pastoral land. *Water Research*, 38(3), 700-712.
- Covino, T. P., McGlynn, B. L. & McNamara, R. A. (2010). Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization (TASCC): Quantifying stream nutrient uptake kinetics from ambient to saturation. *Limnology and Oceanography: methods*, 8(9), 484-498.
- Crowther, J., Kay, D., & Wyer, M. D. (2002). Faecal-indicator concentrations in waters draining lowland pastoral catchments in the UK: relationships with land use and farming practices. *Water Research*, 36(7), 1725-1734.
- Dodds, W. K. (2006). Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 671-680.
- Dzyuban, A. N. (2003). Bacteriobenthos of the upper Volga Reservoirs as a characteristic of their environmental state. *Water Resources*, 30(6), 680-688.
- Gasparini Fernandes Cunha, D., Finkler, N. R., Gomez, N., Cochero, J., Donadelli, J. L., Saltarelli, W. A., & Boëchat, I. G. (2019). Agriculture influences ammonium and soluble reactive phosphorus retention in South American headwater streams. *Ecohydrology*, 13(2)
- Geissmann, Q. (2013). OpenCFU, a new free and open-source software to count cell colonies and other circular objects. *PLoS one*, 8(2).
- Gerba, C. P., Thurston, J. A., Falabi, J. A., Watt, P. M. & Karpisak, M. M. (1999). Optimization of artificial wetland design for removal of indicator microorganisms and pathogenic protozoa. *Water Science and Technology*, 40:363-368.
- Groffman, P. M. & Crawford, M. K. (2003). Denitrification potential in urban riparian zones. *Journal of Environmental Quality*, 32(3), 1144-1149.
- Gücker, B. & Pusch, M. T. (2006). Regulation of nutrient uptake in eutrophic lowland streams. *Limnology and Oceanography*, 51(3), 1443-1453.
- Gücker, B., Brauns, M. & Pusch, M. T. (2006). Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(2), 313-329.

- Hall Jr, R. O., Baker, M. A., Rosi-Marshall, E. J. & Tank, J. L. (2013). Solute specific scaling of inorganic nitrogen and phosphorus uptake in streams. *Biogeosciences Discussions*, 10(4).
- Hamilton, S. K., Sippel, S. J., & Melack, J. M. (1995). Oxygen depletion and carbon dioxide and methane production in waters of the Pantanal wetland of Brazil. *Biogeochemistry*, 30(2), 115-141.
- Hill, V. R. (2003). Prospects for pathogen reductions in livestock wastewaters: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 33:187-235.
- Houser, J. N., Mulholland, P. J. & Maloney, K. O. (2005). Catchment disturbance and stream metabolism: patterns in ecosystem respiration and gross primary production along a gradient of upland soil and vegetation disturbance. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 538-552.
- Hunter, R. G., Day, J. W., Lane, R. R., Lindsey, J., Day, J. N. & Hunter, M. G. (2009). Impacts of secondarily treated municipal effluent on a freshwater forested wetland after 60 years of discharge. *Wetlands*, 29(1), 363-371.
- ISO 9308-1. (2014). Water Quality–Enumeration of *Escherichia coli* and Coliform Bacteria. Part 1: Membrane Filtration Method for Waters with Low Bacterial Background Flora.
- Iwata, T., Takahashi, T., Kazama, F., Hiraga, Y., Fukuda, N., Honda, M. & Nakamura, T. (2007). Metabolic balance of streams draining urban and agricultural watersheds in central Japan. *Limnology*, 8(3), 243-250.
- Jordan, S.J., Stoffer, J. & Nestlerode, J.A. (2011). Wetlands as Sinks for Reactive Nitrogen at Continental and Global Scales: A Meta-Analysis. *Ecosystems* 14:144-155.
- Junk, W. J. (2005). Flood pulsing and the linkages between terrestrial, aquatic, and wetland systems. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 29(1), 11-38.
- Kaller, M. D., Keim, R. F., Edwards, B. L., Harlan, A. R., Pasco, T. E., Kelso, W. E. & Rutherford, D. A. (2015). Aquatic vegetation mediates the relationship between hydrologic connectivity and water quality in a managed floodplain. *Hydrobiologia*, 760(1), 29-41.
- Knox, A. K., Dahlgren, R. A., Tate, K. W. & Atwill, E. R. (2008). Efficacy of natural wetlands to retain nutrient, sediment and microbial pollutants. *Journal of Environmental Quality*, 37(5), 1837-1846.
- Kobayashi, T., Ryder, D. S., Ralph, T. J., Mazumder, D., Saintilan, N., Iles, J. & Hunter, S. (2011). Longitudinal spatial variation in ecological conditions in an in-channel floodplain river system during flow pulses. *River Research and Applications*, 27(4), 461-472.
- Kosolapov, D. B., Rogozin, D. Y., Gladchenko, I. A., Kopylov, A. I. & Zakharova, E. E. (2003). Microbial sulfate reduction in a brackish meromictic steppe lake. *Aquatic Ecology*, 37(3), 215-226.
- Marchetti, Z. Y. & Aceñolaza, P. G. (2012). Pulse regime and vegetation communities in fluvial systems: The case of the Parana River floodplain, Argentina. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 207(11), 795-804.
- Marmonier, P., Archambaud, G., Belaidi, N., Bougon, N., Breil, P., Chauvet, E., ... & Dumont, B. (2012). The role of organisms in hyporheic processes: gaps in current knowledge, needs for future research and applications. In: *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (pp. 253-266). EDP Sciences.
- Mayer, P. M., Reynolds, S. K., McCutchen, M. D. & Canfield, T. J. (2007). Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of environmental quality*, 36(4), 1172-1180.
- McIntyre, R. E., Adams, M. A., Ford, D. J. & Grierson, P. F. (2009). Rewetting and litter addition influence mineralisation and microbial communities in soils from a semi-arid intermittent stream. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(1), 92-101.
- Meyer, J. L., Paul, M. J. & Taulbee, W. K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 602-612.

- Mulholland, P. J. & De Angelis, D. L. (2000). Surface-subsurface exchange and nutrient spiraling: Chapter 6. In: Jones, J. B. & Mulholland, P. J. (Eds.) *Aquatic Ecology, Streams and Ground Waters* (pp. 149-166). Academic Press.
- Mulholland, P. J., Helton, A. M., Poole, G. C., Hall, R. O., Hamilton, S. K., Peterson, B. J., ... & Dodds, W. K. (2008). Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature*, 452(7184), 202-205.
- Neill, A. J., Tetzlaff, D., Strachan, N. J. C., Hough, R. L., Avery, L. M., Watson, H. & Soulsby, C. (2018). Using spatial-stream-network models and long-term data to understand and predict dynamics of faecal contamination in a mixed land-use catchment. *Science of The Total Environment*, 612, 840-852.
- Nishihama, S., Haraguchi, A., Kawano, T., Michiki, K., Nakazawa, K., Suzuki, T., Uesu, K. & Yoshizuka, K. (2008). Seasonal changes in the microbial population of the water column and sediments of the Ongagawa River, northern Kyushu, Japan. *Limnology*, 9(1), 35-45.
- Niyogi, D. K., Simon, K. S. & Townsend, C. R. (2004). Land use and stream ecosystem functioning: nutrient uptake in streams that contrast in agricultural development. *Archiv für Hydrobiologie*, 160(4), 471-486.
- Oliver, D. M., Bartie, P. J., Heathwaite, A. L., Reaney, S. M., Parnell, J. A. & Quilliam, R. S. (2018). A catchment-scale model to predict spatial and temporal burden of *E. coli* on pasture from grazing livestock. *Science of the Total Environment*, 616, 678-687.
- Palmer-Felgate, E. J., Mortimer, R. J., Krom, M. D., Jarvie, H. P., Williams, R. J., Spraggs, R. E. & Stratford, C. J. (2011). Internal loading of phosphorus in a sedimentation pond of a treatment wetland: effect of a phytoplankton crash. *Science of the Total Environment*, 409(11), 2222-2232.
- Parkyn, S. M., Davies-Colley, R. J., Halliday, N. J., Costley, K. J. & Croker, G. F. (2003). Planted riparian buffer zones in New Zealand: do they live up to expectations? *Restoration Ecology*, 11(4), 436-447.
- Paul, E. (Ed.). (2014). *Soil microbiology, ecology and biochemistry*. Academic press.
- Perryman, S. E., Rees, G. N., Walsh, C. J. & Grace, M. R. (2011). Urban stormwater runoff drives denitrifying community composition through changes in sediment texture and carbon content. *Microbial ecology*, 61(4), 932-940.
- Peyrard, D., Delmotte, S., Sauvage, S., Namour, P., Gérino, M., Vervier, P. & Sanchez-Pérez, J. M. (2011). Longitudinal transformation of nitrogen and carbon in the hyporheic zone of an N-rich stream: A combined modelling and field study. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(12), 599-611.
- Qian, Y., Liang, X., Chen, Y., Lou, L., Cui, X., Tang, J., ... & Cao, R. (2011). Significance of biological effects on phosphorus transformation processes at the water-sediment interface under different environmental conditions. *Ecological Engineering*, 37(6), 816-825.
- Riley, A. J. & Dodds, W. K. (2013). Whole-stream metabolism: strategies for measuring and modeling diel trends of dissolved oxygen. *Freshwater Science*, 32(1), 56-69.
- Rochelle-Newall, E. J., Ribolzi, O., Viguier, M., Thammahacksa, C., Silvera, N., Latschack, K., ... & Hmimum, N. (2016). Effect of land use and hydrological processes on *Escherichia coli* concentrations in streams of tropical, humid headwater catchments. *Scientific reports*, 6(1), 1-12.
- Runkel, R. L. (1998). *One-dimensional transport with inflow and storage (OTIS): A solute transport model for streams and rivers* (Vol. 98, No. 4018). US Department of the Interior, US Geological Survey.
- Runkel, R. L. (2007). Toward a transport-based analysis of nutrient spiraling and uptake in streams. *Limnology and Oceanography: Methods*, 5(1), 50-62.
- Sánchez-Pérez, J. M. & Trémolières, M. (2003). Change in groundwater chemistry as a consequence of suppression of floods: the case of the Rhine floodplain. *Journal of Hydrology*, 270(1-2), 89-104.

- Sánchez-Pérez, J. M., Trémolières, M. & Carbiener, R. (1991a). Une station d'épuration naturelle des phosphates et nitrates apportés par les eaux de débordement du Rhin: La forêt alluviale à frêne et orme. *Comptes rendus de l'Académie des sciences. Série 3, Sciences de la vie*, 312(8), 395-402.
- Sánchez-Pérez, J. M., Trémolières, M., Schnitzler, A., & Carbiener, R. (1991b). Evolution de la qualité physico-chimique des eaux de la frange superficielle de la nappe phréatique en fonction du cycle saisonnier et des stades de succession des forêts alluviales rhénanes (Quercu-Ulmetum minoris Issl. 24). *Acta oecologica*(1990), 12(5), 581-601.
- Scott, E. E., Leh, M. D. & Haggard, B. E. (2017). Spatiotemporal variation of bacterial water quality and the relationship with pasture land cover. *Journal of Water and Health*, 15(6), 839-848.
- Servais, P., Garcia-Armisen, T., George, I. & Billen, G. (2007). Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network (France): sources, fate and modelling. *Science of the Total Environment*, 375(1-3), 152-167.
- Shapiro, S. S. & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3/4), 591-611.
- Sharpley, A., Foy, B. & Withers, P. (2000). Practical and innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water: an overview. *Journal of environmental quality*, 29(1), 1-9.
- Stream Solute Workshop. (1990). Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 9(2), 95-119.
- Takatert, N., Sanchez-Pérez, J. M. & Trémolières, M. (1999). Spatial and temporal variations of nutrient concentration in the groundwater of a floodplain: effect of hydrology, vegetation and substrate. *Hydrological Processes*, 13(10), 1511-1526.
- Tockner, K. & Stanford, J. A. (2002). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental conservation*, 29(3), 308-330.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130-137.
- Vervier, P., Bonvallet-Garay, S., Sauvage, S., Valett, H. M. & Sanchez-Perez, J. M. (2009). Influence of the hyporheic zone on the phosphorus dynamics of a large gravel-bed river, Garonne River, France. *Hydrological Processes: An International Journal*, 23(12), 1801-1812.
- Villar, C. A. & Bonetto, C. (2000). Chemistry and nutrient concentrations of the Lower Parana River and its floodplain marshes during extreme flooding. *Archiv für Hydrobiologie*, 148(3), 461-479.
- Wang, Z., Li, S., Zhu, J. & Zhang, Z. (2013). Phosphorus partitioning between sediment and water in the riparian wetland in response to the hydrological regimes. *Chemosphere*, 90(8), 2288-2296.
- Webster, J. R., Mulholland, P. J., Tank, J. L., Valett, H. M., Dodds, W. K., Peterson, B. J., ... & Grimm, N. B. (2003). Factors affecting ammonium uptake in streams—an inter-biome perspective. *Freshwater Biology*, 48(8), 1329-1352.
- Weigelhofer, G. (2017). The potential of agricultural headwater streams to retain soluble reactive phosphorus. *Hydrobiologia*, 793(1), 149-160.
- Wilcock, R. J., Nagels, J. W., McBride, G. B., Collier, K. J., Wilson, B. T. & Huser, B. A. (1998). Characterization of lowland streams using a single-station diurnal curve analysis model with continuous monitoring data for dissolved oxygen and temperature. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 32(1), 67-79.
- Wollheim, W. M., Vörösmarty, C. J., Bouwman, A. F., Green, P., Harrison, J., Linder, E. & Syvitski, J. P. (2008). Global N removal by freshwater aquatic systems using a spatially distributed, within-basin approach. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(2).
- Wollheim, W. M., Harms, T. K., Peterson, B. J., Morkeski, K., Hopkinson, C. S., Stewart, R.

- J., Gooseff, M. & Briggs, M. A. (2014). Nitrate uptake dynamics of surface transient storage in stream channels and fluvial wetlands. *Biogeochemistry*, 120(1-3), 239-257.
- Yao, J., Sánchez-Pérez, J. M., Sauvage, S., Teissier, S., Attard, E., Lauga, B., ... & Gerino, M. (2017). Biodiversity and ecosystem purification service in an alluvial wetland. *Ecological Engineering*, 103, 359-371.
- Young, R. G., & Huryn, A. D. (1999). Effects of land use on stream metabolism and organic matter turnover. *Ecological Applications*, 9(4), 1359-1376.
- Zurbrügg, R., Wamulume, J., Kamanga, R., Wehrli, B. & Senn, D. B. (2012). River-floodplain exchange and its effects on the fluvial oxygen regime in a large tropical river system (Kafue Flats, Zambia). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(G3).

Material Suplementario de:

JOAQUÍN COCHERO *ET AL.* EL ROL DE LOS BAÑADOS DE
DESBORDE FLUVIAL EN LA RETENCIÓN DE NUTRIENTES Y SU
ACTIVIDAD METABÓLICA.
BIOLOGÍA ACUÁTICA. 2020;35:01-18.

Tabla 1. Valores promedio (\pm DS) de cada parámetro físico-químico en los arroyos con bañados de desborde conservados (Cajaravillas, Chubichamini), en cada tramo (AB= abajo; ME= medio; AR= arriba) y en cada muestreo.

Tabla 1. Valores promedio (± DS) de cada parámetro físico-químico en los arroyos con bañados de desborde conservados (Cajaravillas, Chubichamini), en cada tramo (AB= abajo; ME= medio; AR= arriba) y en cada muestreo.

| | CAJARAVILLAS | | | | | | | | | | | | CHUBICHAMINI | | | | | | | | | | | |
|--|--------------------|-------------------|--------------------|-------------------|--------------------|-------------------|--------------------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------|------------------|--------------------|---------------------|--------------------|--------------------|-------------------|--------------------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------|--------------------|-------------------|
| | FEBRERO | | | JUNIO | | | MARZO | | | NOVIEMBRE | | | FEBRERO | | | JUNIO | | | MARZO | | | NOVIEMBRE | | |
| | AR | ME | AB | AR | ME | AB | AR | ME | AB | AR | ME | AB | AR | ME | AB | AR | ME | AB | AR | ME | AB | AR | ME | AB |
| Temperatura (°C) | 24.64 (±0.04) | 22.62 (±0.3) | 25.36 (±0.76) | 11.27 (±0.12) | 9.9 (±0.26) | 8 (±0.01) | 25.5 (±0.36) | 21.2 (±0.1) | 20.1 (±0.44) | 26.32 (±0.02) | 25.78 (±0.21) | 26.76 (±0.07) | 24.33 (±0.15) | 23.88 (±1.51) | 25.2 (±0.58) | 11.2 (±0.26) | 7.83 (±0.21) | 7.83 (±0.15) | 25.8 (±0.87) | 26.57 (±0.12) | 24.57 (±0.06) | 23.49 (±0.17) | 23.17 (±0.04) | 24.3 (±0.79) |
| pH | 8.47 (±0.1) | 8.29 (±0.08) | 8.4 (±0.18) | 7.83 (±0.06) | 7.57 (±0.06) | 7.8 (±0.35) | 8.47 (±0.06) | 7.53 (±0.06) | 8 (±0.4) | 8.34 (±0.06) | 8.37 (±0.04) | 8.1 (±0.07) | 8.66 (±0.15) | 8.33 (±0.25) | 8.96 (±0.02) | 8.1 (±0.1) | 7.63 (±0.06) | 7.53 (±0.15) | 8.2 (±0.01) | 8.17 (±0.06) | 8.13 (±0.06) | 8.14 (±0.05) | 8.11 (±0.1) | 8.18 (±0.07) |
| Conductividad (µS cm ⁻¹) | 828.67 (±5.13) | 801 (±5.29) | 831.33 (±57.62) | 891 (±10.39) | 887 (±4) | 888.33 (±3.21) | 973 (±5.57) | 983 (±5.29) | 950.67 (±26.27) | 813.67 (±1.15) | 821.67 (±5.86) | 830 (±3.61) | 1133.33 (±5.77) | 1070.67 (±449.6) | 903.67 (±16.17) | 792.33 (±15.37) | 812.67 (±7.51) | 815 (±3.61) | 881 (±16) | 888.67 (±1.15) | 892.67 (±1.15) | 867 (±21.93) | 852.33 (±24.54) | 863 (±8.89) |
| OD (mg/L) | 2.82 (±0.12) | 2.2 (±0.28) | 3.68 (±0.96) | 7.33 (±0.21) | 7.4 (±0.36) | 8.03 (±0.15) | 8.73 (±1.59) | 6.73 (±0.12) | 4.7 (±0.87) | 5.76 (±0.35) | 4.67 (±0.09) | 3.48 (±0.09) | 7.34 (±1.03) | 5.28 (±1.36) | 5.4 (±0.74) | 7.8 (±0.66) | 9.4 (±0.17) | 11.43 (±1.33) | 7.97 (±0.74) | 6.97 (±0.96) | 5.57 (±1.21) | 5.82 (±1.21) | 4.28 (±0.17) | 4.8 (±0.21) |
| Turbidez (NTU) | 148.33 (±87.92) | 21.27 (±0.38) | 200 (±22.61) | 17.67 (±1.06) | 39.9 (±24.64) | 14.97 (±0.61) | 227.67 (±82.98) | 422 (±9.9) | 650 (±103.2) | 74.4 (±23.05) | 91.43 (±10.9) | 96.77 (±9.51) | 174.71 (±150.7) | 619 (±2.65) | 100.57 (±14.31) | 84.33 (±13.58) | 40.23 (±3.86) | 44.67 (±8.28) | 33 (±13) | 103 (±44.93) | 31.33 (±3.06) | 369 (±174.16) | 171 (±3.61) | 147.67 (±2.52) |
| ORP | 266 (±5.2) | 289.33 (±5.51) | 246.67 (±6.11) | 570.67 (±6.43) | 572.33 (±5.03) | 573 (±3.61) | 212 (±13.45) | 255 (±2.65) | 223.33 (±24.17) | 0.52 (±0.1) | 0.53 (±0.01) | 0.53 (±0.01) | 250.67 (±8.33) | 188.67 (±11.06) | 211 (±9.85) | 510.33 (±15.31) | 521 (±4) | 519.67 (±5.13) | 223.33 (±6.11) | 211.33 (±17.21) | 214.67 (±3.06) | 0.55 (±0.01) | 0.55 (±0.02) | 0.55 (±0.01) |
| TDS (mg/L) | 0.53 (±0.01) | 0.51 (±0.01) | 0.53 (±0.04) | 243.33 (±6.11) | 238.67 (±10.41) | 218 (±40.95) | 622.67 (±3.51) | 629.67 (±3.21) | 619 (±2.65) | 211 (±1) | 210.33 (±1.15) | 226 (±3) | 0.73 (±0.01) | 0.68 (±0.3) | 0.58 (±0.01) | 219.33 (±7.51) | 264.67 (±7.37) | 238.67 (±25.81) | 564.67 (±9.02) | 569 (±1) | 570.33 (±0.58) | 202.33 (±5.69) | 235 (±2.65) | 235.67 (±4.04) |
| P-PO ₄ ⁻³ (mg/L) | 0.17 (±0.03) | 0.18 (±0.04) | 0.14 (±0.04) | 0.23 (±0.02) | 0.25 (±0.01) | 0.26 (±0.01) | 0.08 (±0.01) | 0.12 (±0.01) | 0.14 (±0.01) | 0.32 (±0.02) | 0.35 (±0.04) | 0.36 (±0.05) | 0.13 (±0.08) | 0.33 (±0.03) | 0.07 (±0.03) | 0.15 (±0.02) | 0.18 (±0.01) | 0.18 (±0.01) | 0.7 (±0.01) | 0.69 (±0.02) | 0.51 (±0.02) | 0.25 (±0.04) | 0.32 (±0.04) | 0.29 (±0.04) |
| N-NO ₃ ⁻ (mg/L) | 0.15 (±0.05) | 0.11 (±0.04) | 0.08 (±0.02) | 0.24 (±0.11) | 0.26 (±0.1) | 0.25 (±0.08) | 0.06 (±0.02) | 0.09 (±0.01) | 0.13 (±0.02) | 0.69 (±0.02) | 0.57 (±0.01) | 0.72 (±0.01) | 0.05 (±0.02) | 0.07 (±0.01) | 0.03 (±0.01) | 0.04 (±0.01) | 0.05 (±0.01) | 0.04 (±0.01) | 0.06 (±0.03) | 0.11 (±0.04) | 0.1 (±0.03) | 0.15 (±0.03) | 0.2 (±0.02) | 0.26 (±0.04) |
| N-NO ₂ ⁻ (mg/L) | 0.03 (±0.01) | 0.04 (±0.01) | 0.03 (±0.01) | 0.03 (±0.01) | 0.03 (±0.01) | 0.02 (±0.01) | 0.02 (±0.01) | 0.03 (±0.01) | 0.09 (±0.03) | 0.07 (±0.01) | 0.06 (±0.01) | 0.05 (±0.01) | 0.04 (±0.01) | 0.07 (±0.01) | 0.02 (±0.01) | 0.01 (±0.01) | 0.01 (±0.01) | 0.01 (±0.01) | 0.07 (±0.01) | 0.04 (±0.01) | 0.02 (±0.01) | 0.03 (±0.01) | 0.03 (±0.01) | 0.02 (±0.01) |
| N-NH ₄ ⁺ (mg/L) | 0.12 (±0.01) | 0.1 (±0.01) | 0.22 (±0.03) | 0.21 (±0.02) | 0.17 (±0.03) | 0.15 (±0.09) | 0.11 (±0.05) | 0.09 (±0.01) | 0.15 (±0.07) | 0.17 (±0.01) | 0.13 (±0.06) | 0.23 (±0.03) | 0.21 (±0.04) | 1.69 (±0.02) | 0.09 (±0.03) | 0.12 (±0.04) | 0.04 (±0.02) | 0.01 (±0.01) | 0.28 (±0.05) | 0.11 (±0.02) | 0.13 (±0.01) | 0.22 (±0.13) | 0.27 (±0.11) | 0.14 (±0.08) |
| Ptotal (mg/L) | 0.34 (±0.04) | 0.37 (±0.02) | 0.22 (±0.02) | 0.43 (±0.04) | 0.45 (±0.02) | 0.43 (±0.01) | 0.32 (±0.09) | 0.51 (±0.12) | 0.45 (±0.11) | 0.45 (±0.01) | 0.42 (±0.01) | 0.45 (±0.01) | 0.2 (±0.08) | 0.48 (±0.03) | 0.11 (±0.02) | 0.39 (±0.02) | 0.4 (±0.01) | 0.35 (±0.03) | 0.93 (±0.04) | 1.03 (±0.02) | 0.75 (±0.02) | 0.41 (±0.01) | 0.48 (±0.01) | 0.41 (±0.01) |
| Ntotal (mg/L) | 1.89 (±0.15) | 1.63 (±0.11) | 1.46 (±0.1) | 2.25 (±0.49) | 2.41 (±0.04) | 2.5 (±0.1) | 2.73 (±0.55) | 4.45 (±1.29) | 3.41 (±0.87) | 2.91 (±0.39) | 2.32 (±0.21) | 3.72 (±0.45) | 1.82 (±0.17) | 3.33 (±0.22) | 1.51 (±0.08) | 2.86 (±0.14) | 2.22 (±0.04) | 2.44 (±0.12) | 3.52 (±0.15) | 3.86 (±0.23) | 2.66 (±0.13) | 2.7 (±0.65) | 3.4 (±0.25) | 2.85 (±0.36) |
| DQO (mg/L) | 31.33 (±3.51) | 36.67 (±2.52) | 59 (±2) | 16.33 (±4.04) | 15.67 (±2.08) | 7.33 (±1.53) | 43 (±5) | 50.33 (±7.77) | 72.33 (±16.8) | 50.67 (±3.06) | 48.67 (±1.53) | 52.33 (±3.06) | 94.67 (±5.69) | 135 (±9.54) | 48.33 (±12.74) | 72.33 (±21.03) | 58 (±5.29) | 56.67 (±6.66) | 32 (±4.36) | 53 (±11.36) | 28 (±1.73) | 69.67 (±4.16) | 83.33 (±6.66) | 70.33 (±4.51) |
| DBO ₅ (mg/L) | 4.67 (±1.15) | 8 (±1) | 8.67 (±2.52) | 10.33 (±3.79) | 12.67 (±0.58) | 13 (±1) | 11.33 (±3.06) | 15.67 (±2.89) | 12.67 (±1.15) | 12.33 (±2.52) | 8.67 (±1.53) | 7.67 (±0.58) | 11 (±0.01) | 17.33 (±2.08) | 10 (±1) | 6 (±1) | 7 (±1) | 8 (±1) | 5.33 (±0.58) | 11 (±3.46) | 14.33 (±2.08) | 9.33 (±1.15) | 10.67 (±1.15) | 7.67 (±0.58) |
| SST (mg/L) | 10.77 (±3.78) | 30.77 (±1.88) | 40.97 (±5.49) | 15.47 (±0.29) | 29.4 (±0.79) | 11.77 (±1.66) | 148.9 (±31.38) | 413 (±178.2) | 319.67 (±133.7) | 28.37 (±0.78) | 24.53 (±1.55) | 18.23 (±2.57) | 51.3 (±3.49) | 97.07 (±8.49) | 23.33 (±3.31) | 42.57 (±2.58) | 17.7 (±0.69) | 19.1 (±0.36) | 21.53 (±7.64) | 100.77 (±46.64) | 24.87 (±1.44) | 34.73 (±2.24) | 26.37 (±3.13) | 12.73 (±0.95) |

Material Suplementario de:

JOAQUÍN COCHERO *ET AL.* EL ROL DE LOS BAÑADOS DE
DESBORDE FLUVIAL EN LA RETENCIÓN DE NUTRIENTES Y SU
ACTIVIDAD METABÓLICA.
BIOLOGÍA ACUÁTICA. 2020;35:01-18.

Tabla 2. Valores promedio (\pm DS) de cada parámetro físico-químico en los arroyos con bañados de desborde degradados (del Gato, Carnaval), en cada tramo (Ab= abajo; Me= medio; Ar= arriba) y en cada muestreo.

Tabla 2. Valores promedio (\pm DS) de cada parámetro físico-químico en los arroyos con bañados de desborde degradados (del Gato, Carnaval), en cada tramo (Ab= abajo; Me= medio; Ar= arriba) y en cada muestreo.

| | CARNAVAL | | | | | | | | | DEL GATO | | | | | | | | |
|--|--------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|---------------------------|--------------------------|---------------------------|--------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | JUNIO | | | MARZO | | | NOVIEMBRE | | | JUNIO | | | MARZO | | | NOVIEMBRE | | |
| | AR | ME | AB | AR | ME | AB | AR | ME | AB | AR | ME | AB | AR | ME | AB | AR | ME | AB |
| Temperatura (°C) | 6.5 (± 0.53) | 5.9 (± 0.36) | 6.53 (± 0.35) | 21.9 (± 0.1) | 21.87 (± 0.12) | 21.83 (± 0.15) | 19.27 (± 0.15) | 17.47 (± 0.74) | 17.27 (± 0.32) | 9.3 (± 0.61) | 7.87 (± 0.59) | 8.43 (± 0.21) | 21.27 (± 0.32) | 20.93 (± 0.67) | 22.97 (± 0.06) | 18.5 (± 0.44) | 21.03 (± 0.67) | 23.87 (± 0.12) |
| pH | 7.63 (± 0.21) | 7.73 (± 0.06) | 8.13 (± 0.06) | 8.2 (± 0.01) | 8.23 (± 0.06) | 8.1 (± 0.01) | 8.27 (± 0.06) | 7.97 (± 0.06) | 8 (± 0.1) | 8.23 (± 0.06) | 8.07 (± 0.32) | 8.23 (± 0.06) | 8.1 (± 0.36) | 7.73 (± 0.23) | 7.67 (± 0.06) | 7.8 (± 0.26) | 8.23 (± 0.06) | 7.93 (± 0.06) |
| Conductividad (μ S/cm) | 771.67 (± 20.6) | 787 (± 6.56) | 784 (± 12.77) | 747.33 (± 5.69) | 796 (± 1.73) | 789.67 (± 4.04) | 738.33 (± 6.35) | 750 (± 6.56) | 753.33 (± 8.08) | 689 (± 9.17) | 784.33 (± 4.16) | 708.67 (± 3.21) | 555.67 (± 0.58) | 567 (± 4.58) | 405 (± 1) | 654 (± 12.49) | 620.33 (± 4.04) | 540 (± 2.65) |
| OD (mg/L) | 8.2 (± 0.17) | 8.2 (± 0.69) | 9.3 (± 0.52) | 5.8 (± 0.46) | 6.17 (± 0.4) | 4.83 (± 0.55) | 8.93 (± 0.32) | 6.06 (± 0.08) | 6.2 (± 0.4) | 5.73 (± 0.8) | 2.53 (± 0.25) | 8.17 (± 0.21) | 0 (± 0.01) | 2.13 (± 0.32) | 4.6 (± 0.2) | 1.67 (± 0.49) | 5.47 (± 0.45) | 7 (± 0.95) |
| Turbidez (NTU) | 56.27 (± 13.7) | 32.7 (± 11.32) | 26.27 (± 1.99) | 96.67 (± 0.58) | 167.33 (± 91.62) | 141 (± 6.93) | 157.67 (± 32.01) | 116 (± 1.73) | 161.33 (± 20.6) | 26.3 (± 8.25) | 68.23 (± 7.51) | 6.67 (± 0.42) | 119.67 (± 15.04) | 33.33 (± 1.53) | 91.67 (± 52.79) | 68.57 (± 2.29) | 82.83 (± 11.85) | 32.17 (± 2) |
| ORP | 493 (± 13.11) | 504 (± 3) | 502 (± 8.19) | 227.33 (± 2.89) | 231 (± 1) | 234 (± 5.57) | 472.33 (± 3.79) | 480.33 (± 4.16) | 482 (± 5.57) | 441 (± 5.57) | 501.33 (± 2.31) | 453.33 (± 2.08) | 242 (± 2) | 218 (± 9.54) | 236.33 (± 4.04) | 417.67 (± 7.09) | 396.67 (± 3.06) | 345.33 (± 1.53) |
| TDS (mg/L) | 256 (± 5.57) | 277.33 (± 4.51) | 251 (± 4.36) | 478.33 (± 4.04) | 509.67 (± 1.15) | 506.67 (± 0.58) | 250 (± 7.81) | 246 (± 5.57) | 239.67 (± 11.37) | 212.33 (± 2.52) | 235.33 (± 8.5) | 218.67 (± 6.11) | 356 (± 1) | 363 (± 2) | 263.33 (± 0.58) | 257.33 (± 6.43) | 242 (± 1) | 258 (± 7) |
| P-PO ₄ ³⁻ (mg/L) | 0.65 (± 0.01) | 0.63 (± 0.01) | 0.59 (± 0.09) | 1.05 (± 0.05) | 1.25 (± 0.01) | 1.42 (± 0.02) | 1.28 (± 0.06) | 1.38 (± 0.01) | 1.6 (± 0.06) | 0.41 (± 0.09) | 1.12 (± 0.01) | 1.31 (± 0.01) | 0.58 (± 0.03) | 0.64 (± 0.01) | 1.2 (± 0.05) | 0.87 (± 0.33) | 0.81 (± 0.02) | 1.09 (± 0.01) |
| N-NO ₃ ⁻ (mg/L) | 0.02 (± 0.01) | 0.01 (± 0.01) | 0.01 (± 0.01) | 0.05 (± 0.01) | 0.09 (± 0.03) | 0.1 (± 0.02) | 0.67 (± 0.04) | 0.69 (± 0.03) | 0.58 (± 0.21) | 0.98 (± 0.05) | 0.08 (± 0.03) | 0.22 (± 0.03) | 0.05 (± 0.02) | 0.04 (± 0.02) | 0.05 (± 0.01) | 0.76 (± 0.1) | 0.48 (± 0.05) | 0.11 (± 0.05) |
| N-NO ₂ ⁻ (mg/L) | 0.02 (± 0.01) | 0.01 (± 0.01) | 0.01 (± 0.01) | 0.01 (± 0.01) | 0.02 (± 0.01) | 0.02 (± 0.01) | 0.03 (± 0.01) | 0.03 (± 0.01) | 0.04 (± 0.01) | 0.28 (± 0.03) | 0.03 (± 0.01) | 0.07 (± 0.01) | 0.06 (± 0.01) | 0.09 (± 0.01) | 0.01 (± 0.01) | 0.14 (± 0.01) | 0.09 (± 0.01) | 0.01 (± 0.01) |
| N-NH ₄ ⁺ (mg/L) | 0.06 (± 0.01) | 0.06 (± 0.02) | 0.04 (± 0.01) | 0.09 (± 0.01) | 0.13 (± 0.01) | 0.09 (± 0.02) | 0.08 (± 0.01) | 0.08 (± 0.03) | 0.06 (± 0.01) | 2.47 (± 0.4) | 2.96 (± 0.06) | 1.09 (± 0.24) | 0.28 (± 0.05) | 0.25 (± 0.07) | 0.12 (± 0.04) | 0.63 (± 0.05) | 0.1 (± 0.03) | 0.02 (± 0.01) |
| Ptotal (mg/L) | 0.8 (± 0.06) | 0.96 (± 0.14) | 0.84 (± 0.04) | 1.2 (± 0.02) | 1.45 (± 0.12) | 1.55 (± 0.03) | 1.36 (± 0.05) | 1.45 (± 0.05) | 1.67 (± 0.04) | 0.58 (± 0.02) | 1.4 (± 0.04) | 1.63 (± 0.31) | 0.85 (± 0.01) | 0.83 (± 0.01) | 1.36 (± 0.03) | 1.01 (± 0.42) | 0.96 (± 0.02) | 1.15 (± 0.05) |
| Ntotal (mg L ⁻¹) | 5.14 (± 1.11) | 5.92 (± 1.07) | 6.07 (± 0.08) | 2.95 (± 0.21) | 6.31 (± 0.71) | 5.23 (± 0.16) | 8.59 (± 0.63) | 9.84 (± 1.25) | 8.04 (± 1.89) | 7.71 (± 0.49) | 13 (± 0.63) | 11.08 (± 0.28) | 2.16 (± 0.13) | 2.27 (± 0.09) | 1.7 (± 0.08) | 24.55 (± 0.37) | 10.64 (± 1.15) | 2.46 (± 0.47) |
| DQO (mg/L) | 9 (± 5.29) | 10.33 (± 0.58) | 10.33 (± 2.08) | 25 (± 2) | 35.33 (± 4.73) | 16.33 (± 0.58) | 33.67 (± 4.04) | 41.33 (± 5.51) | 36 (± 3) | 15 (± 2.65) | 22.67 (± 1.53) | 19.67 (± 5.03) | 19.67 (± 1.53) | 23 (± 2.65) | 17.33 (± 4.04) | 37.33 (± 5.51) | 34.67 (± 2.52) | 27 (± 2.65) |
| DBO ₅ (mg/L) | 3.33 (± 1.53) | 3.67 (± 1.53) | 2.33 (± 0.58) | 15.33 (± 0.58) | 12.67 (± 1.53) | 13.33 (± 2.08) | 7 (± 2) | 5.67 (± 2.08) | 8 (± 1.73) | 11.67 (± 1.53) | 10.67 (± 1.53) | 3.67 (± 0.58) | 9.33 (± 2.08) | 11 (± 1) | 3.67 (± 0.58) | 11.33 (± 1.15) | 7.33 (± 1.53) | 4.67 (± 0.58) |
| SST (mg/L) | 8.47 (± 0.25) | 18.23 (± 0.25) | 6.77 (± 0.5) | 36.8 (± 2.8) | 114.2 (± 120.25) | 59.47 (± 9.74) | 13.57 (± 2.3) | 11.17 (± 0.75) | 9.03 (± 0.59) | 9.22 (± 0.95) | 35.22 (± 2.34) | 4.67 (± 0.44) | 80.53 (± 19.67) | 14.93 (± 3.49) | 58.27 (± 39.56) | 23.63 (± 2.29) | 12.63 (± 2.25) | 7.43 (± 1.33) |

Los microorganismos que habitan los bañados de desborde fluvial como indicadores de los efectos de la urbanización y la actividad agropecuaria

MARÍA FERNANDA ALVAREZ¹, HERNÁN HUGO BENÍTEZ¹, JAVIER RICARDO GARCIA DE SOUZA¹, DELIA ELENA BAUER¹, ALAN SANTIAGO TARDA¹, MARÍA MERCEDES NICOLSI GELIS¹, ANALÍA DÍAZ¹, MARIO CARLOS NAZARENO SAPARRAT^{2,3,4} Y NORA GÓMEZ¹.

¹Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CONICET-UNLP), La Plata, Argentina.

²Instituto de Fisiología Vegetal (INFIVE), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y técnicas (CONICET), Universidad Nacional de La Plata CCT-La Plata, Argentina.

³Instituto de Botánica Carlos Spegazzini, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Argentina.

⁴Cátedra de Microbiología Agrícola, Departamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, Argentina.

E-mail: feralvarez@ilpla.edu.ar

RESUMEN. Los bañados de desborde fluvial (BDF) desempeñan un papel importante en la ecología de las cuencas fluviales y en su capacidad de autodepuración. La demanda antrópica de espacio y agua pone en riesgo su biota y los beneficios ecosistémicos que brindan. Los objetivos del trabajo fueron analizar los ensamblajes de microorganismos que habitan en BDF de los partidos de La Plata y de Magdalena (Buenos Aires), relacionar sus variaciones con el impacto antrópico y evaluar cómo la microbiota puede ser indicadora de estos cambios ambientales. Se estudiaron los ensamblajes de diatomeas bentónicas, fitoplancton, zooplancton, ostrácodos y hongos de cuatro BDF: dos de ubicación periurbana con uso del suelo agrícola y hortícola (Del Gato y Carnaval) y dos de ubicación rural y uso ganadero (Cajaravillas y Chubichamini). Las diferencias vinculadas con el uso del suelo se expresaron en la mayoría de los grupos, y los BDF se agruparon en rurales (con más especies sensibles a la contaminación y a la eutrofización) y periurbanos (donde fueron más importantes las especies muy tolerantes). En estos últimos, tanto los grandes grupos taxonómicos como los niveles tróficos estuvieron más relacionados con la vía detritívora que con la fotosintética, y en esos ambientes también fueron más relevantes las estrategias de los organismos para afrontar el estrés hídrico. Los resultados evidencian los efectos de la presión humana, la importancia que adquieren los microorganismos para evaluarla y la necesidad de una planificación adecuada del uso del territorio para evitar la pérdida de funciones y beneficios en estos ambientes.

Palabras clave: Cambios ambientales, humedales, microbiota acuática, servicios ecosistémicos, uso del suelo.

ABSTRACT. Riverine wetlands (RW) play a key role in the ecology of river basins and their self-purification capacity. The anthropic demand for space and water puts their biota and the ecosystem benefits they provide at risk. The objectives of this work were to analyze the assemblages of microorganisms that inhabit the RW of La Plata and Magdalena (Buenos Aires), relate their variations to anthropogenic impact and evaluate how the microbiota can be an indicator of these environmental changes. Benthic diatoms, phytoplankton, zooplankton, ostracods, and fungi assemblages of four RW were studied: two of peri-urban location with agricultural and horticultural land use (Del Gato and Carnaval), and two of rural location and livestock land use (Cajaravillas and Chubichamini). Differences linked to land uses were clearly expressed in most groups, with RWs grouped into rural (with more species sensitive to pollution and eutrophication) and peri-urban (with more species highly tolerant). In the latter, both the main taxonomic groups and the trophic

levels were more restricted and more closely related to the detritivorous pathway than to the photosynthetic one, and the strategies to face water stress were emphasized. The results show the effects of human pressure, the importance that microorganisms acquire in its evaluation and the need of an adequate use of the territory to avoid the loss of functions and benefits of these environments.

Keywords: Aquatic microbiota, ecosystem services, environmental changes, land use, wetlands.

INTRODUCCIÓN

Los humedales desempeñan un papel importante en la ecología de las cuencas fluviales (EPA, 2015). Su función biológica, aunque obvia para la mayoría de los biólogos o ecólogos, a menudo es cuestionada por otros sectores, especialmente cuando los humedales son de pequeño tamaño, transitorios o temporales y obstaculizan los intentos de cultivar o de construir caminos y casas (Dodson & Lillie, 2001). Estos ambientes brindan numerosos servicios ecosistémicos (Davidson, 2014); incluso los pequeños pueden regular los flujos en períodos lluviosos, proporcionar humedad para el desarrollo de la biota en períodos secos o eliminar y retener sedimentos, nutrientes y contaminantes purificando el agua (Davidson, 2014; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Strayer & Dudgeon, 2010). La combinación de aguas poco profundas y altos niveles de nutrientes es ideal para el desarrollo de los organismos, por lo que estos ambientes albergan gran diversidad (Dodson & Lillie, 2001), ofreciendo sitios de cría, refugio y alimentación para numerosas especies (Davidson, 2014; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Staryer & Dudgeon, 2010).

La progresiva pérdida y destrucción de los humedales efímeros o intermitentes (aproximadamente el 87% ha desaparecido desde principios del siglo XVIII; Davidson, 2014) junto con la contaminación, es uno de los mayores riesgos que afrontan los organismos que viven en estos ambientes (Davidson, 2014; EPA, 2015). Muchas veces la erosión, el aumento de la turbidez, la regulación del flujo de agua, la introducción de especies exóticas, la contaminación por pesticidas, fertilizantes u otros productos que afectan la calidad de agua (Davidson, 2014; Dodson *et al.*, 2000; Dodson & Lillie, 2001; Millennium Ecosystem

Assessment 2005; Staryer & Dudgeon, 2010) son factores que determinan qué organismos se pueden encontrar, cuántos e incluso de qué tamaños. En estos ambientes, las microalgas junto con las macrófitas son las principales productoras fotosintéticas de carbono orgánico y proporcionan energía para niveles tróficos superiores. El zooplancton también juega un papel crucial (Bruce *et al.*, 2006; Jeppesen *et al.* 1991) ya que cumple funciones integradoras, al participar en la transferencia de materia, energía y en la autorregulación de los cuerpos de agua (Jeppesen *et al.*, 2011; Tudor *et al.*, 2015). A su vez, cuando los organismos mueren, otros son capaces de descomponerlos recirculando la materia como diferentes fracciones de carbono en el bucle microbiano (Meyer, 1994).

Los humedales ribereños actúan también como bancos de semillas e inóculos de los organismos, los cuales pueden sobrevivir durante largos períodos de tiempo (Hairston, 1996), y dispersarse entre los hábitats en las planicies de inundación de ríos o arroyos una vez que se restablecen las conexiones por los eventos de lluvia (Medley & Havel, 2007; Zaplara *et al.*, 2018). En la llanura pampeana es frecuente reconocer, a lo largo de los cursos de agua, humedales ribereños que se denominan bañados de desborde fluvial (BDF). Estos ambientes se alimentan por desborde de ríos y arroyos y por aporte de agua subterránea. Dependen de pequeñas inundaciones periódicas para reciclar y redistribuir nutrientes y organismos (Brinson *et al.*, 1995; Ringuélet, 1962), y aumentar la diversidad de las comunidades (Bayley, 1995). La presencia de estos ambientes en las cuencas resulta importante para su funcionamiento y estructura; sin embargo, muchos de ellos están sufriendo los efectos de las transformaciones en los usos del suelo, conduciéndolos a un progresivo deterioro ambiental y en algunos

casos hasta la extinción por el avance de las actividades antrópicas (López, 2018). Esto ocasiona pérdidas de superficies valiosas de las cuencas y con ellas se reducen los beneficios ecosistémicos que estos sistemas brindan. Por estas razones, el objetivo del presente estudio fue analizar de manera cuali-cuantitativa los ensambles de microorganismos que habitan estos humedales (fitoplancton, zooplancton, diatomeas bentónicas, hongos acuáticos y ostrácodos), vinculando lo observado con cambios ambientales; determinar el papel de esta microbiota en la estructura y funcionamiento de los BDF y cómo puede ser utilizada como indicadora del estrés al que están expuestos debido a las actividades antrópicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio

Se estudiaron cuatro BDF ubicados en los arroyos Carnaval, Del Gato, Cajaravillas y Chubichaminí que atraviesan áreas periurbanas influenciadas por la actividad agrícola y la urbanización, ubicados en los Partidos de La Plata y de Magdalena (Figura 1). Desde principios del siglo XX estos ambientes soportan constantes transformaciones en los usos del suelo de sus cuencas, con un crecimiento

exponencial del área afectada por invasión de algas a partir de la década de 1990 (García, 2011). Los BDF localizados en los arroyos Carnaval y Del Gato, tienen una superficie de 0,02 y 0,08 km² respectivamente y una profundidad que no supera los 0,6 m; en tanto que los situados en los arroyos Chubichaminí y Cajaravillas, tienen una superficie de 0,09 y 0,11 km² respectivamente y alcanzan hasta 1 m de profundidad. Los BDF del Carnaval y Del Gato se localizan en una zona periurbana, el primero rodeado por cultivos de soja y el segundo influenciado por la actividad hortícola. La excesiva extracción de agua para riego de cultivos y para el abastecimiento de la ciudad de La Plata y sus alrededores ha provocado el descenso local de los niveles freáticos, particularmente en el sector sur de la ciudad. Esta situación ha sido señalada por Rodríguez Capítulo *et al.* (2020) quienes la indican como la causa de la pérdida del aporte de agua subterránea al caudal base de los arroyos en donde se encuentran estos humedales. Los BDF localizados en áreas rurales (Chubichaminí y Cajaravillas), a diferencia de los anteriores, reciben aportes de agua subterránea y superficial, siendo el primero de mayor importancia cuantitativa. El uso del suelo en los alrededores de ambos es la ganadería extensiva. De acuerdo con estudios recientes, los BDF ubicados en el área periurbana con

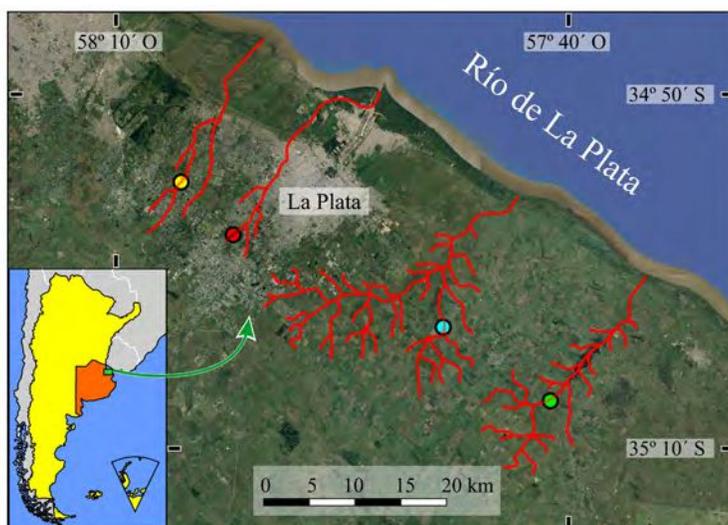


Figura 1. Mapa del área de estudio con los cuatro bañados de desborde fluvial (BDF) estudiados: ●, Carnaval; ●, Del Gato; ●, Cajaravillas; ●, Chubichaminí.

Figure 1. Study area with the four BDFs studied: ●, Carnaval; ●, Del Gato; ●, Cajaravillas; ●, Chubichaminí.

actividad agrícola exhibieron concentraciones significativamente mayores de fósforo y nitrógeno totales que los ubicados en áreas rurales con ganadería extensiva mientras que en éstos se observaron valores más elevados de conductividad y DQO (Tabla 1). Además, los BDF ubicados en áreas rurales tuvieron una elevada carga bacteriana de origen fecal proveniente del ganado expresada por *Escherichia coli* (Cochero et al., 2020; Tabla 1), en tanto que existen registros de mayor concentración de agroquímicos en los bañados periurbanos, que en otros bañados vecinos a los de ubicación rural y sujetos al mismo uso del suelo (Mac Loughlin et al., 2017; Rimoldi et al., 2018, Solís et al., 2018).

Comunidades

Para el análisis de las comunidades de productores primarios (diatomeas bentónicas y fitoplancton) y de consumidores (zooplancton), se tomaron muestras por triplicado en cada uno de los BDF en otoño, invierno y primavera de 2017 y verano de 2018. Las muestras para analizar los ensambles de ostrácodos fueron colectadas durante primavera y verano (2017, 2018); en tanto que para los descomponedores (hongos acuáticos) los muestreos se realizaron durante verano, otoño e invierno de 2018.

Durante el verano de 2018, en concordancia con un período climático de "La Niña", se produjo

una sequía que ocasionó que los BDF del arroyo Carnaval y Del Gato permanecieran secos, por lo cual no se pudieron extraer las muestras biológicas durante este período.

Productores primarios

Para la extracción de las diatomeas bentónicas se colectaron muestras compuestas por 5 submuestras de los primeros 5-10 mm de la capa superficial del sedimento del lecho de los BDF. A tal fin se empleó una pipeta con un aspirador en su extremo (Gómez et al., 2009; Licursi & Gómez, 2002) con la que se succionaron 4 mL de biofilm por submuestra. Las muestras se fijaron con formol 4% para su preservación. Las diatomeas fueron separadas del sedimento por medio de Ludox (de Jonge, 1979) y fueron oxidadas con H₂O₂ (100 volúmenes). Luego fueron montadas en portaobjetos utilizando Naphrax® (Stevenson & Bahls, 1999). Se identificaron un total de 400 valvas por preparado utilizando un microscopio Olympus BX 51 con contraste de fases e interferencial a una magnificación de 1000X, con el fin de obtener la abundancia relativa de cada taxón (Descy & Coste, 1991). La identificación de las especies se realizó principalmente según: Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b); Lange-Bertalot (2000); Metzeltin &

Tabla 1. Parámetros físicos – químicos y densidad *Escherichia coli* (valores promedios ± desvío estándar) de los BDF Chubichamini, Cajaravillas, Del Gato y Carnaval, correspondientes a los muestreos realizados durante 2017-2018 de extraídos de Rodrigues Capítulo et al. (2020) y Cochero et al. (2020).

Table 1. Physical-chemical parameters and density of *Escherichia coli* (average values ± standard deviation) of the Chubichamini, Cajaravillas, Del Gato and Carnaval BDFs, corresponding to the samplings carried out during 2017-2018, extracted from Rodrigues Capítulo et al. (2020) and Cochero et al. (2020).

| | Chubichamini | Cajaravillas | Del Gato | Carnaval |
|----------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Temperatura (°C) | 19,8 (±6,6) | 21,5 (±7,0) | 17,1 (±6,4) | 15,4 (±6,8) |
| pH | 8,1 (±0,4) | 8,1 (±0,3) | 8,0 (±0,3) | 8,0 (±0,2) |
| Conductividad (µS/cm) | 918 (±150) | 855 (±38) | 614 (±108) | 769 (±22) |
| % de saturación de oxígeno | 74 (±20) | 62 (±21) | 49 (±24) | 71 (±12) |
| Turbidez (UNT) | 277 (±240) | 73 (±62) | 59 (±39) | 106 (±61) |
| Nitrógeno Total (mg/L) | 2,81 (±0,89) | 2,59 (±0,79) | 8,40 (±7,23) | 6,45 (±2,15) |
| Fósforo total (mg/L) | 0,38 (±0,12) | 0,52 (±0,24) | 1,09 (±0,35) | 1,25 (±0,31) |
| DQO (mg/L) | 71 (±26) | 36 (±17) | 24 (±8) | 24 (±13) |
| DBO ₅ (mg/L) | 11 (±4) | 10 (±3) | 8 (±3) | 8 (±5) |
| <i>Escherichia coli</i> (UFC/mL) | 67 (±72) | 46 (±56) | 21 (±29) | 9 (±12) |

Lange-Bertalot (1998, 2005, 2007). Las especies fueron clasificadas según su tolerancia a la eutrofización y contaminación por materia orgánica (Gómez & Licursi, 2001) en 3 categorías: "Muy tolerantes", "Tolerantes" y "Sensibles". Para el análisis del fitoplancton se colectaron muestras de agua subsuperficial (125 mL), que fueron fijadas *in situ* con formol al 2%. Para la determinación taxonómica se utilizó un microscopio óptico Olympus BX 50 con contraste de fases e interferencial a 1000X. La cuantificación se realizó de acuerdo con Utermöhl (1958) y Lund *et al.* (1958) utilizando un microscopio invertido Olympus CK2 con una magnificación de 400X. Las muestras se dejaron sedimentar luego del agregado de lugol acético (Prygiel & Leitaó, 1994). Con la densidad obtenida en los recuentos se calculó la abundancia relativa de las especies. Los taxa se clasificaron en grandes grupos taxonómicos y también considerando su hábito de vida (euplanctónicas -organismos estrictamente planctónicos- o ticoplanctónicas -organismos que proceden de otras comunidades y que ocasionalmente pueden formar parte de la comunidad planctónica) y su tolerancia a la contaminación con materia orgánica y a la eutrofización (sensibles, tolerantes y muy tolerantes). La identificación de las especies se llevó a cabo principalmente siguiendo a Desikachary (1950), Komárek & Fott (1983), Tell & Conforti (1986), Komárek & Anagnostidis (2005) y bibliografía para diatomeas detallada más arriba; en cuanto a su clasificación considerando su tolerancia a la contaminación se utilizaron múltiples trabajos de identificación y autoecología como Caljon (1983) y Sigee (2019), entre otros, incluyendo los utilizados para diatomeas bentónicas. La composición de los ensambles fitoplanctónicos se analizó luego de seleccionar las especies que alcanzaron más del 5% de abundancia relativa en la totalidad de las muestras y que tuvieron una frecuencia mayor al 5%.

Consumidores

Para el análisis del zooplancton, se extrajeron muestras de 40 L de agua con una bomba sumergible integrando los sectores de agua libre

y aquellos asociados con macrófitas acuáticas. Las muestras fueron filtradas por una red de 35 μm de abertura de poro y fijadas con formol al 4%. El recuento del microzooplancton (<500 μm) se realizó en base a alícuotas de 1 mL en cámaras de Sedgewick-Rafter y para el macrozooplancton (>500 μm) se empleó una cámara de Bogorov de 10 mL (Gannon, 1971), aceptando un coeficiente de variación entre alícuotas menor al 20 %. Para la determinación de los taxa se utilizó bibliografía específica (Koste, 1978; Nogrady & Segers, 2005; Reid, 1985; Ringuelet, 1958; entre otros).

Los muestreos para el análisis de la composición específica de los ostrácodos (Crustacea, Ostracoda) se realizaron de manera semicuantitativa tanto en la columna de agua como en los sedimentos de los cuerpos de agua. Para la obtención de los ejemplares en los ambientes más someros se utilizó un cucharón esmaltado en tanto que en ambientes con mayor profundidad, se usaron una red de arrastre de 35 μm de abertura de poro en la columna de agua y una draga Ekman para los muestreos de sedimento. Los ejemplares fueron fijados con alcohol 70% y diseccionados para su determinación. Asimismo, el sedimento de los cuerpos de agua fue resuspendido con agua destilada y dispuesto en acuarios a fin de obtener los ejemplares eclosionados a partir de huevos de resistencia (Díaz & Lopretto, 2017). Los individuos obtenidos por esta vía fueron utilizados para detectar presencia/ausencia de dichos estados de resistencia pero no fueron cuantificados.

Descomponedores

Para el estudio de la comunidad de hongos acuáticos se realizó la estimación de la tasa de esporulación fúngica siguiendo la metodología propuesta por Romaní *et al.* (2009), utilizando fragmentos de hojas de *Typha latifolia* (L. 1753) previamente sumergidas en los bañados durante 40 días con el objetivo de lograr una adecuada colonización fúngica (Lee & Bukaveckas, 2002). Este procedimiento se reiteró 4 veces entre el verano e invierno de 2018. Las esporas se identificaron mediante

claves micológicas de referencia (Seifert & Gams, 2011). Asimismo, los hongos fueron clasificados en dos categorías fúngicas, Ingoldianos (formas estrictamente acuáticas) y dematiaceos.

Análisis estadístico

Para explorar los datos y obtener una representación gráfica de la similitud entre las muestras de los ensambles se empleó un análisis de ordenamiento multidimensional no paramétrico (nMDS; Clarke & Warwick, 2001; Zuur *et al.*, 2010). El nMDS se realizó a partir de los datos de abundancia (en el caso de zooplancton y hongos) y de abundancia relativa (para el fitoplancton y las diatomeas) y se utilizó una matriz de disimilitud de Bray-Curtis sobre los datos transformados con raíz cuadrada (en el caso de diatomeas, zooplancton y hongos) y $\log_{10}(x+1)$ (en el caso del fitoplancton). Las posibles diferencias en los diferentes ensambles fueron testeadas utilizando un análisis multivariado de similitudes de dos vías (ANOSIM), utilizando los BDF y la estacionalidad como factores, cada uno con cuatro niveles. En caso de detectarse diferencias, se realizó posteriormente una prueba SIMPER para identificar el porcentaje de contribución de cada taxón a las disimilitudes encontradas (Clarke, 1993; Clarke & Gorley, 2006). El nMDS, el ANOSIM y el SIMPER fueron realizados utilizando el programa PRIMER 5.

RESULTADOS

Productores primarios

Se identificaron un total de 159 especies de diatomeas bentónicas (Tabla S1, material suplementario), de las cuales 130 se encontraron en el Cajaravillas, 128 en el Chubichamini, 95 en Carnaval y 84 en Del Gato.

Al analizar el ensamble de diatomeas en el nMDS se pudo reconocer cómo las muestras se agruparon según los BDF (Figura 2; ANOSIM: R Global = 0,623; $p < 0,05$). Por un lado, se agruparon los BDF Cajaravillas y Chubichamini y por el otro extremo se agruparon los BDF Del Gato y el Carnaval (Figura 2). El BDF Cajaravillas es el que mostró mayor agrupamiento independientemente de la estación del año,

mientras que los demás bañados mostraron mayor variabilidad, pero no vinculada a la estacionalidad (Tabla 2). Se observaron diferencias significativas entre los ensambles de diatomeas entre el BDF Cajaravillas con los BDF Del Gato y Carnaval (Tabla 2).

El análisis de la clasificación de las especies de diatomeas en función de su tolerancia

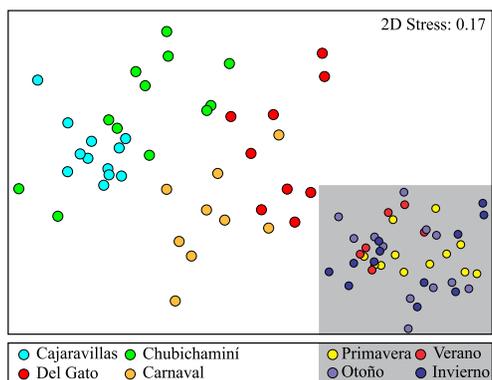


Figura 2. Representación gráfica de los dos primeros ejes del nMDS realizado en base a la abundancia relativa de los ensambles de diatomeas bentónicas entre los cuatro BDF. En gris, el mismo ordenamiento nMDS realizado respecto a las estaciones del año.

Figure 2. Graphic representation of the first two axes of the nMDS based on the relative abundance of the benthic diatoms assemblage's among the four BDFs. In gray, the same nMDS made with respect to the seasons of the year.

a la contaminación reveló que los mayores porcentajes de especies sensibles se registraron en el Cajaravillas (11%) y Chubichamini (9%), siendo las principales representantes *Achnanthydium exiguum* (Grunow) Czarn 1994, *Bacillaria paxillifera* (O.F. Mull.) N.I. Hendey 1951 y *Navicula kotschy* Grunow 1860. Si bien las especies muy tolerantes (*Nitzschia palea* (Kützing) W.Sm. 1856, *Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing 1849, *Nitzschia amphibia* Grunow 1862 y *Lemnicola hungarica* (Grunow) Round & Basson 1997) presentaron porcentajes elevados en todos los bañados, en el BDF Del Gato el valor superó el 80%.

En el fitoplancton se identificaron 174 taxa en los BDF estudiados (Tabla S2, material suplementario), de los cuales se encontraron 90 en el Chubichamini, 88 en el Cajaravillas, 64 en Del Gato y solo 30 en el Carnaval. Muchos

Tabla 2. Comparaciones a posteriori del ANOSIM (* p < 0,05) entre BDF, porcentaje de disimilitud promedio y especies que más aportan a esas diferencias como resultado del SIMPER para el ensamble de diatomeas bentónicas, fitoplancton, zooplankton y hongos acuáticos.

Table 2. A posteriori comparison of the ANOSIM (* p < 0.05) between BDFs, average dissimilarity percentage and species that most contribute to these differences as a result of the SIMPER for the benthic diatoms, phytoplankton, zooplankton and aquatic fungi assemblage.

| | Baños comparados | | ANOSIM | SIMPER | |
|--------------|------------------|----------|--------------|-----------|--|
| | Carnaval | Del Gato | | R | Disimilitud (%) |
| Diatomeas | ■ | ■ | 0,39 | 56 | <i>Nitzschia palea</i> (6%) |
| | ■ | | 0,86* | 59 | <i>Lemnicola hungarica</i> (4%), <i>Melosira varians</i> (3%) |
| | ■ | ■ | 0,62 | 60 | <i>N. palea</i> (5%), <i>M. varians</i> (3,5%) |
| | | ■ | 0,92* | 67 | <i>N. palea</i> (5%) |
| | | ■ | 0,59 | 63 | <i>N. palea</i> (5%), <i>Pseudofallacia monoculata</i> (4%) |
| Fitoplancton | | ■ | 0,40 | 53 | <i>N. palea</i> (5%), <i>L. hungarica</i> (4%) |
| | ■ | ■ | 0,57 | 91 | <i>Jaaginema subtilissimum</i> (12%), <i>Euglena oxyuris</i> (9%) |
| | ■ | | 0,70* | 91 | <i>J. subtilissimum</i> (9%), <i>Komvophoron minutum</i> (6%) |
| | ■ | ■ | 0,82* | 86 | <i>J. subtilissimum</i> (12,5%), <i>K. minutum</i> (9%) |
| | | ■ | 0,58* | 99 | <i>Trachelomonas planctonica</i> (8%), <i>Komvophoron constrictum</i> (6) |
| Zooplankton | | ■ | 0,63* | 77 | <i>E. oxyuris</i> (11%), <i>Phacus longicauda</i> (9%) |
| | | ■ | 0,63* | 91 | <i>P. longicauda</i> (7%), <i>T. planctónica</i> (6%) |
| | ■ | ■ | 0,70 | 81 | <i>Prorodon</i> sp. (13%) |
| | ■ | | 0,64 | 73 | Muchas especies (4% aprox c/u). |
| | ■ | ■ | 0,83* | 89 | Larvas nauplii (14%), <i>Centropyxis aculeata</i> (4%), <i>Keratella tropica</i> (4%) |
| Hongos | | ■ | 0,68 | 79 | <i>Prorodon</i> sp. (13%) |
| | | ■ | 0,83* | 88 | <i>Prorodon</i> sp. y larvas nauplii (20% en conjunto) |
| | | ■ | 0,79* | 83 | Larvas nauplii, <i>K. tropica</i> y <i>Filinia longiseta</i> (16% en conjunto) |
| | ■ | ■ | 0,21 | 60 | <i>Margaritispora aquatica</i> (8%), <i>Ammiculicola longissima</i> (8%) |
| | ■ | | 0,55* | 66 | <i>Zalerion</i> sp. (9%), <i>A. longissima</i> (9%) |
| Hongos | ■ | ■ | 0,39* | 68 | <i>A. longissima</i> (11%), <i>M. aquatica</i> (10) |
| | | ■ | 0,31 | 60 | <i>M. aquatica</i> (8%), <i>Zalerion</i> sp. (7%) |
| | | ■ | 0,27 | 63 | <i>M. aquatica</i> (10%), <i>A. longissima</i> (9%) |
| | | ■ | 0,21 | 61 | <i>A. longissima</i> (10%), <i>M. aquatica</i> (8%) |

de estos taxa tuvieron muy baja frecuencia y abundancia relativa, por lo que solo resultaron seleccionados 84 para los análisis. Al analizar los grupos fitoplanctónicos dominantes, se observó que cada BDF tuvo un grupo taxonómico distintivo (Figura 3); en el Cajaravillas dominaron las clorofitas clorococales representadas principalmente por *Crucigenia quadrata* Morren, *Dictyosphaerium pulchellum* Wood y *Didimocystis bicellularis* (Chodat) Komárek. En el BDF Chubichaminí dominaron las euglenofitas, tanto lorizadas (pertenecientes a los géneros *Strombomonas* Deflandre y *Trachelomonas* Ehrenberg) como no lorizadas (pertenecientes a los géneros *Euglena* Ehrenberg, *Lepocinclis* Perty

y *Phacus* Dujardin).

En el BDF Del Gato dominaron las diatomeas pennales como *Nitzschia palea*, y en el BDF Carnaval las cianobacterias filamentosas como *Jaaginema subtilissimum* (Kützing ex De Toni) Anagnostidis et Komárek y *Phormidium articulatum* (Gardner) Anagnostidis et Komárek. Como resultado del nMDS realizado en base a la composición específica del fitoplancton, los BDF Chubichaminí y Carnaval fueron los más disimiles y se ubicaron en los dos extremos del grafico (Figura 4). Entre estos extremos se encuentran el Cajaravillas, más cercano al Chubichaminí y Del Gato, más cercano al Carnaval (Figura 4). De acuerdo con el resultado

del ANOSIM los ensamblajes fitoplanctónicos de los BDF se separaron significativamente (R Global= 0,616, $p < 0,05$) y, en las comparaciones *a posteriori*, la mayor diferencia correspondió a los BDF Chubichamini y Carnaval. En cuanto a la estacionalidad hubo diferencias menos marcadas (R Global= 0,426; $p < 0,05$) y en las comparaciones *a posteriori* solo fueron significativas las muestras de otoño y primavera (R = 0,731; $p < 0,05$; Tabla 2).

Al analizar la disimilitud (SIMPER) entre BDF, los porcentajes siempre fueron muy elevados, superiores al 75% (Tabla 2), y estas diferencias en general fueron aportadas por muchas especies (entre 19 y 29) con una baja contribución individual (máximo 12,5%).

Al analizar las especies en relación a su modo de vida, se observó que la proporción de algas de hábitos euplanctónicos con respecto a las ticoplanctónicas fueron superiores en los BDF Cajaravillas (82,7%) y Chubichamini (66,8%) que en los BDF Del Gato y Carnaval, donde dominaron las algas ticoplanctónicas, llegando casi al 100% en el Carnaval.

En cuanto a la tolerancia de las especies a la contaminación orgánica y la eutrofización se observó el predominio de las especies

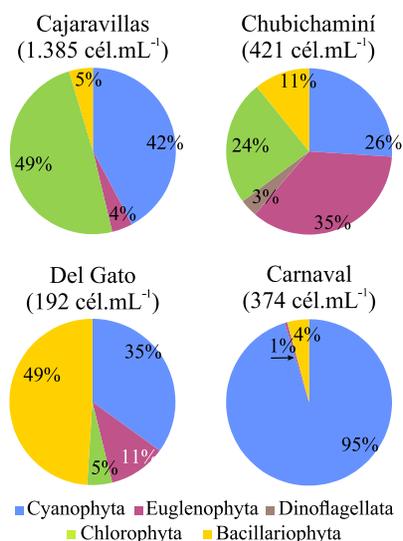


Figura 3. Densidad fitoplanctónica: Relación porcentual promedio de los grandes grupos taxonómicos para cada BDF. Entre paréntesis: densidad total en promedio anual.

Figure 3. Phytoplankton density: Average percentage ratio of the main taxonomic groups for each BDF. In brackets: total annual average density.

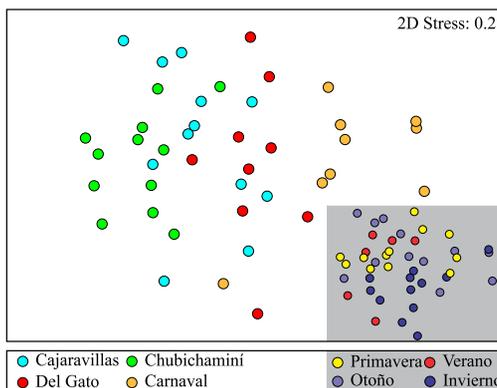


Figura 4. Representación gráfica de los dos primeros ejes del nMDS realizado en base a la abundancia relativa de los ensamblajes de fitoplancton entre los cuatro BDF. En gris, el mismo ordenamiento del nMDS realizado respecto a las estaciones del año.

Figure 4. PGraphic representation of the first two axes of the nMDS based on the relative abundance of the phytoplankton assemblage's among the four BDFs. In gray, the same nMDS made with respect to the seasons of the year.

tolerantes en el BDF Cajaravillas (77,1%) y el Chubichamini (48,7%). Por otro lado, las especies muy tolerantes dominaron en los BDF Del Gato (83,3%) y Carnaval (97,4%). Con relación a las especies sensibles el mayor porcentaje se observó en el BDF Chubichamini (8%).

Consumidores

En el zooplancton de los cuatro BDF se registró un total de 145 especies (Tabla S3 material suplementario), con representantes de rizópodos, amebozoos, ciliados, rotíferos, cladóceros, copépodos y grupos menos diversos y abundantes como gastrotricos, anélidos y tardígrados, entre otros.

Cada BDF tuvo un ensamblaje distintivo. En el BDF Del Gato dominaron los ciliados, seguidos por los amebozoos; mostrando que más del 80 % de las especies fueron protistas (Figura 5). La estructura del zooplancton en los BDF Carnaval y Cajaravillas fue semejante entre sí, con un predominio de rotíferos y amebas testáceas. Sin embargo, particularmente en el Cajaravillas, aparecieron en tercer lugar los copépodos y los protistas fueron menos abundantes; mientras que en el Carnaval el porcentaje de protistas siguió siendo elevado y los copépodos

solo alcanzaron el 2%. En el Chubichamini la composición del ensamble zooplanctónico fue radicalmente diferente, con una codominancia de copépodos y rotíferos.

El nMDS del zooplancton mostró que los ensambles de los diferentes BDF se separaron según los sitios de estudio, pero no siguiendo las estaciones climáticas (Figura 6). Los BDF Chubichamini y el Carnaval se ubicaron en los extremos, en tanto que los BDF Cajaravillas y Del Gato conformaron grupos intermedios o de transición entre los dos antes mencionados. Las muestras correspondientes a los BDF Carnaval y Cajaravillas fueron las más cercanas entre sí, mostrando que los ensambles fueron menos heterogéneos y con mayor porcentaje de similitud (Tabla 2).

El ANOSIM mostró los ensambles fueron diferente entre los BDF (R Global = 0,713; $p < 0,05$) y las estaciones del año (R Global = 0,65; $p < 0,05$). Las comparaciones a posteriori revelaron que el ensamble del Chubichamini fue diferente a todos los demás (Tabla 2). Este, juntamente con el Del Gato, fueron los más heterogéneos (% de similitud muy bajos) y entre ellos la diferencia fue máxima (88%) y estuvo promovida mayormente por el predominio del ciliado del género *Prorodon* sp. Ehrenberg y larvas nauplii

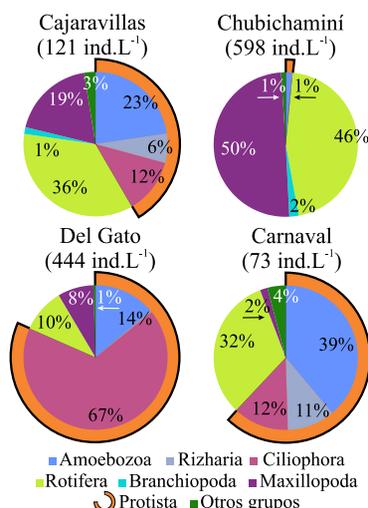


Figura 5. Densidad zooplanctónica: Relación porcentual promedio de los grandes grupos taxonómicos para cada BDF. Entre paréntesis: densidad total en promedio anual. El arco anaranjado señala a los protistas.

Figure 5. Zooplankton density: Average percentage ratio of the main taxonomic groups for each BDF. In brackets: total annual average density. Orange arc points to protists.

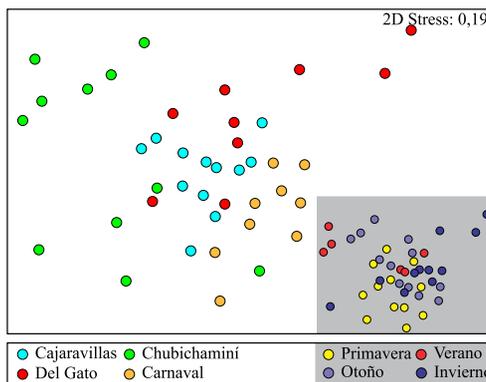


Figura 6. Representación gráfica de los dos primeros ejes del nMDS realizado en base a la abundancia relativa de los ensambles de zooplancton entre los cuatro BDF. En gris, el mismo ordenamiento del nMDS realizado respecto a las estaciones del año.

Figure 6. Graphic representation of the first two axes of the nMDS based on the relative abundance of the zooplankton assemblages among the four BDFs. In gray, the same nMDS made with respect to the seasons of the year.

de copépodos.

Entre los ostrácodos, la distribución de las especies en los BDF fue muy heterogénea. Se identificaron nueve especies pertenecientes a cinco familias (Figura 7 y Tabla S4, material suplementario). La familia Cyprididae fue la más representada con cinco especies, mientras que las restantes familias contaron con una sola especie cada una. *Chlamydotheca incisa* (Claus, 1892) es la única especie común a los cuatro BDF, mientras que las especies de los géneros *Candona* (Baird, 1846), *Herpetocypris* (Claus, 1892) y *Darwinula* (Brady & Norman, 1889) estuvieron presentes solo en los BDF Cajaravillas y Chubichamini; en tanto que *Ilyocypris ramirezi* (Cusminsky & Whatley, 1996) fue hallada exclusivamente en el BDF Del Gato.

Descomponedores

Se registraron un total de 76 taxa de hongos acuáticos ingoldianos y dematiaceos (Tabla S5, material suplementario), siendo Ascomycota el phylum predominante. Con respecto a las abundancias de hongos ingoldianos (hialinos) los BDF Chubichamini (63%) y Carnaval (78%) tuvieron mayores valores a diferencia del BDF Cajaravillas (34%). En este último los hongos dematiaceos (pigmentados) alcanzaron la

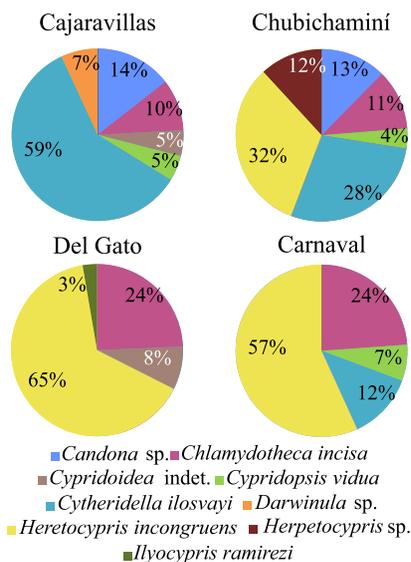


Figura 7. Importancia relativa de las especies de ostrácodos encontrados en los cuatro BDF.

Figure 7. Relative importance of the ostracod species found in the four BDFs.

mayor abundancia (66%). Por otro lado, en el BDF Del Gato las abundancias fueron similares para ambos tipos fúngicos (50%).

El análisis de nMDS evidenció que los ensamblajes de hongos de los BDF Cajaravillas y Chubichaminí se diferenciaron levemente del Carnaval y Del Gato. Por otro lado, se observó una separación temporal entre las muestras del verano con las de otoño e invierno (Figura 8).

El análisis de ANOSIM (Tabla 2) mostró diferencias en la composición de los ensamblajes ($R_{Global} = 0,305$; $p = 0,01$). A partir del análisis SIMPER, se observó que los BDF tuvieron una similitud promedio de entre un 40% y 45%. Los taxa que más contribuyeron a la similitud de muestras en cada BDF, fueron *Arthrinium sp.* Kunze, *Zalerion sp.* R.T.Moore & Meyers, *Diplococcium sp.* Grove y *Torula sp.* Pers. No obstante, el bañado Chubichaminí se diferenció por la contribución de otras especies, *Margaritispota aquatica* Ingold (1942) y *Amniculicola longissima* (Sacc. & P. Syd.) Nadeeshan & K.D. Hyde (2016). Las mayores diferencias (disimilitudes) se encontraron entre los BDF Carnaval respecto al Chubichaminí y Cajaravillas (Tabla 2).

DISCUSIÓN

Los humedales ubicados en la llanura de

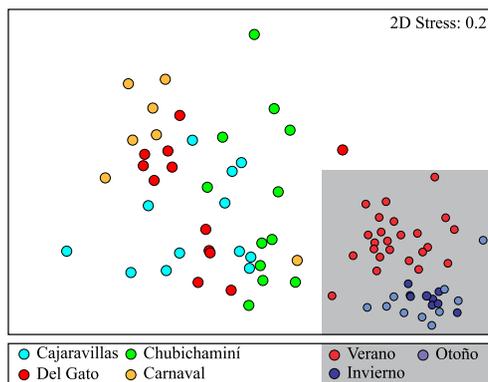


Figura 8. Representación gráfica de los dos primeros ejes del nMDS realizado en base a la abundancia relativa de las esporas de hongos acuáticos entre los cuatro BDF. En gris, el mismo ordenamiento del nMDS realizado respecto a las estaciones del año.

Figure 8. Graphic representation of the first two axes of the nMDS based on the relative abundance of the aquatic fungal spores among the four BDFs. In gray, the same nMDS made with respect to the seasons of the year.

inundación de los cursos de agua mantienen una gran diversidad de organismos debido a la heterogeneidad del hábitat, las fluctuaciones hidrológicas y la calidad de sus aguas (Rodríguez *et al.*, 2015). Los cambios en el uso del suelo, como el aumento del área dedicada a la agricultura fertilizada, suponen una amenaza para estos ambientes que afecta a los organismos que los habitan (Bussi *et al.*, 2016; 2017). De este modo se generan modificaciones en los ecosistemas acuáticos que son evidenciadas a través de las comunidades (Allan, 2004). Según los resultados obtenidos, las respuestas de la microbiota mostraron variaciones con relación a la calidad del agua y a la variabilidad hidrológica que condicionó la permanencia del agua en los BDF. Se identificaron patrones de respuesta similares en los ensamblajes de todos los grupos estudiados (diatomeas bentónicas, fitoplancton, zooplancton y hongos) que permitieron diferenciar los BDF ubicados en zonas rurales de aquéllos ubicados en áreas periurbanas; en tanto que la variación temporal dada por la estacionalidad climática no fue determinante en los ordenamientos para la mayoría de los grupos. En los BDF ubicados en zonas rurales la comunidad planctónica estuvo representada por una mayor diversidad de grandes grupos taxonómicos. Así, el fitoplancton estuvo integrado en forma relativamente

equitativa por cianobacterias, euglenofitas, clorofitas y diatomeas, con la presencia de dinoflagelados en el BDF Chubichamini y el zooplancton por protozoos, rotíferos, copépodos y cladóceros. En contraste, en los BDF ubicados en áreas periurbanas, el plancton estuvo representado por pocos grupos, el fitoplancton por cianobacterias o diatomeas, y el zooplancton por protistas (ciliados o tecamebas). En estos últimos ambientes se halló además un mayor porcentaje de especies que se encuentran en el plancton de manera ocasional (ticoplanctónicas) y que, en su mayoría, proceden de la comunidad bentónica y epifítica, como es el caso de las cianobacterias filamentosas y de las diatomeas bentónicas.

Uno de los factores que limita el desarrollo de los microorganismos es el régimen hidrológico, que determina la permanencia del agua superficial. Esto tiene estrecha vinculación con el nivel freático, cuyo descenso debido a la sobreexplotación de los acuíferos afecta a los BDF ubicados en zonas periurbanas (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2020). Así, los grupos con ciclos de vida más largos y complejos como los microcrustáceos encuentran condiciones ambientales más adversas en este tipo de ambientes, en contraposición a los protistas que dominaron en estos BDF favorecidos por tiempos generacionales más cortos, de uno o dos días y una elevada capacidad reproductiva, lo que permiten una extremada rapidez en la sustitución de especies (Andrushchyshyn *et al.*, 2003; Finlay & Esteban, 1998) y constituyen una estrategia exitosa ante condiciones hidrológicas inestables. Por otra parte, en los mismos BDF el predominio de microorganismos de origen bentónico en el plancton constituye una respuesta a la escasa profundidad. En este sentido, es conocido que las tecamebas adquieren gran importancia por el aporte de especies litorales y bentónicas de los géneros *Diffflugia* Leclerc, 1815, *Centropyxis* Stein, 1857 y *Euglypha* Dujardin, 1840 que acceden al plancton (Modenutti, 1991).

Las diferencias en el uso del suelo y consecuentemente en el aporte de nutrientes y agroquímicos a los bañados también se vieron reflejadas en la simplificación de los niveles tróficos que componen los ensamblajes de microorganismos (Figura 9). En tal sentido,

el zooplancton de los BDF ubicados en la zona periurbana estuvo dominado por protistas principalmente consumidores de bacterias, lo que expresa un predominio de la vía detritívora. Por el contrario, en los BDF ubicados en las zonas rurales la representación de los diversos niveles tróficos fue más equitativa, con presencia de bacteriófagos (la mayoría de los protistas presentes), consumidores de algas nanoplanctónicas (filtradores y capturadores) y depredadores, que estuvieron ausentes en los BDF de ubicación periurbana. Una simplificación de la estructura trófica como la observada en los BDF periurbanos implica limitaciones en el reciclado de la materia y consecuentemente influye negativamente en los procesos de autodepuración del agua (Haberman & Haldna, 2014; Jeppesen *et al.*, 2011).

Las inundaciones periódicas favorecen el desarrollo de organismos que son transportados por los ríos y desplazados hacia el valle aluvial (Junk *et al.*, 1989), donde también quedan depositadas sus estructuras de resistencia (Solari *et al.*, 2018; Zaplara *et al.*, 2018). Los pulsos de inundación, que pueden durar días o semanas, permiten que los estados de resistencia eclosionen contribuyendo así a la capacidad de recuperación de los cuerpos de agua de la llanura de inundación (Brock *et al.*, 2003), por lo que constituyen una reserva de material genético cuya viabilidad es de gran importancia ecológica para el ecosistema (McQuoid *et al.*, 2002). Muchas de las especies halladas en este estudio presentan estrategias de este tipo. Por ejemplo, las diatomeas generan esporas de reposo que pueden activarse luego de pasar por un periodo de sequía (Round, 1990) e incluso algunas pueden permanecer viables durante varias décadas (Stockner & Lund, 1970), tal el caso de representantes de los géneros *Achnanthes* Bory, 1822; *Luticula* D.G. Mann, 1990; *Pinnularia* C.G. Ehrenberg, 1843; *Mayamaea* H. Lange-Bertalot, 1997 y *Hantzschia* A. Grunow, 1877 (Souffreau *et al.*, 2013), hallados en los BDF. En el fitoplancton también se reportaron taxa capaces de sobrevivir bajo condiciones de déficit hídrico por la producción de estados de reposo (acinetos) tales como las especies del género *Anabaena* Bory ex Bornet & Flahault o por estados de latencia, como las de los géneros *Pediastrum* Meyen, *Eudorina* Ehrenberg y *Ulothrix*

Kützing (Coleman, 1983; Ellegaard et al., 2013, Ellegaard & Ribeiro, 2018). Otro de los taxa adaptados a esta condición que se observó fue *Euglena viridis* (O.F. Müller) Ehrenberg, que produce quistes (Hindák et al., 2000).

Entre los consumidores, muchos de los ciliados (*Vorticella* Linnaeus, 1767, *Euplotes* Ehrenberg, 1830; *Halteria* Dujardin, 1841, *Epistylis* Ehrenberg, 1830) junto con rotíferos bdelloideos hallados en este estudio pueden aparecer tempranamente en el agua de inundación ya que habitan normalmente en el agua intersticial del suelo (Foissner et al., 1999; Schwarz & Frenzel, 2003). Además, los rotíferos digononta también presentan anhidrobiosis (Battauz, 2015). La producción de huevos resistentes a la sequía es generalizada en rotíferos monogononta y cladóceros, y está presente en copépodos calanoideos (Vijverberg, 1977). Por su parte, *Acanthocyclops robustus* (Sars) (Copepoda, Cyclopoida) presenta diapausa sin enquistamiento (Dahms, 1995). Entre los ostrácodos, las hembras de *Chlamydotheca incisa*, *Heterocypris incongruens* (Ramdohr, 1808) y *Cypridopsis vidua* (O.F. Müller, 1776) tienen la capacidad de producir huevos de resistencia, mejorando la supervivencia y la dispersión (Spencer & Blaustein, 2001). Además, la presencia de una cámara de incubación en la parte posterior del caparazón en especies como *Cytheridella ilosvayi* Daday, 1905 permite retener huevos y los primeros estadios juveniles.

En relación con los hongos acuáticos, algunas especies identificadas en los BDF, tales como *Alatospora acuminata* Ingold (1942), *Amniculicola longissima*, *Tetracladium marchalianum* De Wild (1893) y *Lemonniera* sp. De Wild., son capaces de sobrevivir bajo las condiciones adversas que genera la sequía (Sanders & Webster, 1978; Sati & Belwal, 2005).

El mayor deterioro de la calidad del agua observado en los BDF de ubicación periurbana (Del Gato y Carnaval) se correspondió con porcentajes más elevados de especies fitoplanctónicas consideradas muy tolerantes a la contaminación orgánica y a la eutrofización lo que coincide con lo reportado por Bauer (2009) para arroyos periurbanos del noreste de la llanura pampeana. Un patrón similar fue observado en los ensambles de diatomeas bentónicas advirtiéndose un mayor porcentaje

de taxa muy tolerantes y una reducción de los sensibles en los BDF ubicados en la zona periurbana. Por otra parte, el predominio de zooplancton de pequeña talla en los BDF ubicados en zonas periurbanas se debería a una mayor concentración de nutrientes, según lo reportado por (Jeppesen et al., 2011). Entre los ostrácodos, la presencia de los géneros más sensibles a la contaminación, *Candona*, *Darwinula* y *Herpetocypris*, se verificó en los bañados ubicados en el área rural. También los descomponedores mostraron la misma tendencia con la presencia de especies sensibles a la contaminación, entre las que se halla *Amniculicola longissima* (Solé et al., 2008; Tarda et al., 2019).

El avance de la presión humana sobre estos ambientes debido a las prácticas agropecuarias y la urbanización, sumado a la sobreexplotación de los acuíferos, conduce a la retracción de los mismos y con ello a la desaparición de superficies en los valles aluviales capaces de albergar inóculos que permitan el rejuvenecimiento de la biota durante los pulsos hidrológicos. Estas pérdidas han sido documentadas en otras latitudes, e incluso desde hace tiempo se realizan esfuerzos en el desarrollo y la implementación de la restauración en ambientes de este tipo como señalan Dodson & Lillie (2001) y Mitsch & Wilson (1996) en Estados Unidos de América. De este modo, se debe remarcar que es fundamental tener en cuenta los importantes servicios ecosistémicos que estos ambientes brindan en la planificación del uso del territorio. El albergue de organismos tanto vivos como en forma de propágulos, la depuración del agua por medio de la mineralización de materia orgánica y de la retención de contaminantes inorgánicos, la amortiguación de los pulsos de inundación, e incluso las posibilidades de uso recreativo son sólo algunos de los beneficios que se pierden cuando estos ambientes son degradados o destruidos.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que, a partir del estudio de los ensambles de microorganismos y sus respuestas ante las variaciones ambientales (Figura 9), es

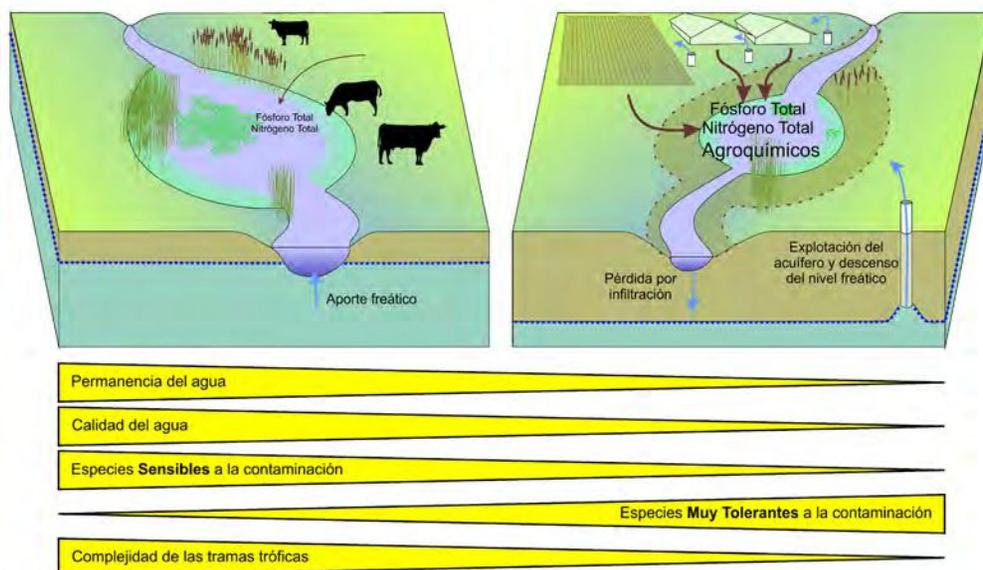


Figura 9. Esquema conceptual sobre algunas de las características ambientales de ambos tipos de BDF estudiados y los principales resultados biológicos obtenidos. A la izquierda un BDF de ubicación rural y a la derecha uno de ubicación periurbana.

Figure 9. Conceptual framework of some of the environmental characteristics of both types of BDF studied and the main biological results obtained. On the left a rural BDF and on the right a peri-urban location BDF.

posible diferenciar los BDF ubicados en áreas rurales con uso del suelo principalmente dedicado a ganadería extensiva, con mayor superficie, volumen y profundidad (Cajaravillas y Chubichamín), con mejor calidad del agua y del hábitat, caracterizados por tramas tróficas más complejas y con mejor representatividad de distintos niveles tróficos (predominio de la vía fotosintética) y con más especies sensibles a la contaminación; de los ubicados en áreas periurbanas con actividad agrícola u hortícola, con menores superficies, volumen y profundidad y desvinculados del agua freática (Del Gato y Carnaval), con tramas tróficas más simplificadas con preponderancia del bucle microbiano y con más cantidad de especies muy tolerantes a la contaminación. De este modo, el estudio de los microorganismos de los bañados de desborde fluvial constituye una herramienta valiosa para alertar sobre los cambios ambientales y los diferentes impactos a los que están expuestos.

AGRADECIMIENTOS

A Noelia Ferrando y Roberto Jensen por su ayuda en el campo para la toma de muestras biológicas; a Cristina Claps por su valioso aporte en la identificación de organismos del zooplancton.

Este trabajo fue posible gracias al subsidio de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT), PIP 2015-1342 N. Gómez. N°1177 de Contribución del ILPLA.

REFERENCIAS

Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257-284 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>.

- Andrushchyshyn, O., Magnusson, A. K. & Williams, D. D. (2003). Ciliate populations in temporary freshwater ponds: seasonal dynamics and influential factors. *Freshwater Biology*, 48(3), 548-564. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01028.x>
- Battauz, Y. S. (2015). *Propágulos del zooplancton: importancia en el mantenimiento de la diversidad en los ambientes acuáticos y dispersión de las especies*. (Tesis Doctoral, Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas, UNL).
- Bauer, D. E. (2009). *Ecología del fitoplancton de arroyos pampeanos y su valor como indicador de la calidad del agua*. (Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP).
- Bayley, P. B. (1995). Understanding large river: floodplain ecosystems. *Bioscience*, 45, 153-158.
- Brinson, M. M., Hauer, F. R., Lee, L. C., Nutter, W. L., Rheinhardt, R. D., Smith, R. D. & Whigham, D. F. (1995). *A guidebook for application of hydrogeomorphic assessments to riverine wetlands*. Technical Report WRP-DE-11, Waterways Experiment Station. Mississippi, USA: Army Corps of Engineers.
- Brock, M. A., Nielsen, D. L., Russell, J. S., Green, J. D. & Langley, J. D. (2003). Drought and aquatic community resilience: the role of eggs and seeds in sediments of temporary wetlands. *Freshwater Biology*, 48, 1207-1218.
- Bruce, L. C., Hamilton, D., Imberger, J., Gal, G., Gophen, M., Zohary, T. & Hambright, K.D. (2006). A numerical simulation of the role of zooplankton in C, N and P cycling in Lake Kinneret, Israel. *Ecological Modelling*, 93, 412-436. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.09.008>
- Bussi, G., Whitehead, P. G., Bowes, M. J., Read, D. S., Prudhomme, C. & Dadson, S. J. (2016). Impacts of climate change, land-use change and phosphorus reduction on phytoplankton in the River Thames (UK). *Science of the Total Environment*, 572, 1507-1519. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.109>
- Bussi, G., Janes, V., Whitehead, P. G., Dadson, S. J. & Holman, I. P. (2017). Dynamic response of land use and river nutrient concentration to long-term climatic changes. *Science of the Total Environment*, 590, 818-831. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.069>
- Caljon, A. G. (1983). *Developments in Hydrobiology Brackish-water Phytoplankton of the Flemish Lowland*. The Hague: Dr W. Junk Publisher.
- Clarke, K. R. (1993). Nonparametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Clarke, K. R. & Gorley, R. N. (2006). *Primer. PRIMER-e, Plymouth*.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*, 216, 265-278. <https://doi.org/doi:10.3354/meps216265>.
- Cochero, J., Di Giorgi, H., Donadelli, J. L., Suárez, J., Simonetti, R., Finkler, N. R y Gasparini Fernandes Cunha, D. (2020). El rol de los bañados de desborde fluvial en la retención de nutrientes y su actividad metabólica. *Biología Acuática*, 35.
- Coleman, A. W. (1983). The roles of resting spores and akinetes in chlorophyte survival. In: Fryxell, G. A. (Ed.). *Survival strategies of the algae* (pp 1-21). London: Cambridge University Press.
- Dahms, H. U. (1995). Dormancy in the Copepoda-an overview. *Hydrobiologia*, 306(3), 199-211. <https://doi.org/10.1007/BF00017691>
- Davidson, N. C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 936-941. <https://doi.org/10.1071/MF14173>
- de Jonge, V. (1979). Quantitative separation of benthic diatoms from sediments using density gradient centrifugation in the colloidal silica Ludox-TM. *Marine Biology*, 51, 267-278. <https://doi.org/10.1007/BF00386807>
- Desikachary, T. V. (1950). *Cyanophyta*. New Delhi: Indian Council of Agricultural Research.
- Descy, J-P. & Coste, M. (1991). A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 24, 2112-2116. <https://doi.org/10.1080/03680770.1989.11899905>

- Díaz, A. R. & Lopretto, E. C. (2017). Postembryonic development of nonmarine ostracod *Chlamydotheca arcuata* (Sars, 1901) (Crustacea: Ostracoda), reared in the laboratory. *Turkish Journal of Zoology*, 41(2), 209-226.
- Dodson, S. I., Arnott, S. E. & Cottingham, C. L. (2000). The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology*, 81, 2662-2679. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2662:TRILCB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2662:TRILCB]2.0.CO;2)
- Dodson, S. I., & Lillie, R. A. (2001). Zooplankton communities of restored depression wetlands in Wisconsin, USA. *Wetlands*, 21(2), 292-300. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2001\)021\[0292:ZCORDW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2001)021[0292:ZCORDW]2.0.CO;2)
- Ellegaard, M. & Ribeiro, S. (2018). The long-term persistence of phytoplankton resting stages in aquatic 'seed banks'. *Biological Reviews*, 93(1), 166-183. <https://doi.org/10.1111/brv.12338>
- Ellegaard, M., Ribeiro, S., Lundholm, N., Andersen, T. J., Berge, T., Ekelund, F. & Godhe, A. (2013). Using the sediment archive of living dinoflagellate cysts and other protist resting stages to study temporal population dynamics. In: Marret, F., Lewis, J. M. & Bradley, L. R. (Eds.). *Biological and geological perspectives of dinoflagellates* (pp 149-153). London: Geological Society of London
- EPA (2015). *Connectivity of streams and wetlands to downstream waters: A review and synthesis of the scientific evidence*. Environmental Protection Agency 600/R-14/475F, January 2015. <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=296414>
- Finlay, B. J. & Esteban, G. F. (1998). Planktonic ciliate species diversity as an integral component of ecosystem function in a freshwater pond. *Protist*, 149, 155-165 [https://doi.org/10.1016/S1434-4610\(98\)70020-3](https://doi.org/10.1016/S1434-4610(98)70020-3)
- Foissner, W., Berger, H. & Schaumburg, J. (1999). *Identification and ecology of limnetic plankton ciliates*. Munich: Bavarian State Office for Water Management.
- Gannon, J. E. (1971). Two counting cells for the enumeration of zooplankton micro-crustacea. *Transactions of the American Microscopical Society*, 4, 486-490. DOI: 10.2307/3225467
- García, M. (2011). El cinturón hortícola platense: ahogándonos en un mar de plásticos. Un ensayo acerca de la tecnología, el ambiente y la política. *Tehomai*, 23, 35-53.
- Gómez, N. & Licursi, M. (2001). The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35, 173-181. <https://doi.org/10.1023/A:1011415209445>.
- Gómez, N., Licursi, M. & Cocheró, J. (2009). Seasonal and spatial distribution of the microbenthic communities of the Río de la Plata estuary (Argentina) and possible environmental controls. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 878-887. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.01.014>.
- Haberman, J. & Haldna, M. (2014). Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Vörtsjärv. *Journal of Limnology*, 73(2), 263-273. DOI: 10.4081/jlimnol.2014.828
- Hairton Jr, N. G. (1996). Zooplankton egg banks as biotic reservoirs in changing environments. *Limnology and Oceanography*, 41(5), 1087-1092. <https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.5.1087>
- Hindák, F., Wolowski, K. & Hindáková, A. (2000). Cysts and their formation in some neustonic *Euglena* species. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 36(2), 83-93. <https://doi.org/10.1051/limn/2000010>
- Jeppesen, E., Kristensen, P., Jensen, J. P., Søndergaard, M., Mortensen, E. & Lauridsen, T. (1991). Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow, eutrophic Danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 48(1), 127-148.
- Jeppesen, E., Nöges, P., Davidson, T. A., Haberman, J., Nöges, T., Blank, K., Lauridsen, T., et al. (2011). Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework

- Directive (WFD). *Hydrobiologia*, 676, 279–297. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0831-0>
- Junk, W. J., Bayley, P. B. & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106(1), 110-127.
- Komárek, J. & Fott, B. (1983). *Das Phytoplankton des Süßwassers 7 (1) Chlorophyceae: Chlorococcales*. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller).
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (2005). *Süßwasserflora von Mitteleuropa 19 (2), Cyanoprokaryota: Oscillatoriales*. Italy: Elsevier, Spectrum Akademischer Verlag.
- Koste, W. (1978). *Rotatoria. Die Radertiere Mitteleuropas. Überordnung Monogononta*. Stuttgart: Gebrüder Borntraeger.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986). Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2/1* (pp 1-876). Stuttgart, New York: Gustav Fischer Verlag
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1988). Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2/2* (pp. 1-596). Jena: VEB Gustav Fischer Verlag.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1991a). Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2/3* (pp 1-576). Stuttgart, Jena: Gustav Fischer Verlag.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1991b). Bacillariophyceae Teil 4: Achnanthaceae, Literaturverzeichnis. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa, Vol 2*. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- Lange-Bertalot, H. (2000). *Iconographia Diatomologica - Annotated Diatom Micro-graphs*. Vol. 9: Diatoms of the Andes, from Venezuela to Patagonia/Tierra del Fuego. Ruggell: A. R. G. Gantner Verlag.
- Lee, A. A. & Bukaveckas, P. A. (2002). Surface water nutrient concentrations and litter decomposition rates in wetlands impacted by agriculture and mining activities. *Aquatic Botany*, 74(4), 273–285.
- Licursi, M. & Gómez, N. (2002). Benthic diatoms and some environmental conditions in three lowland streams. *International Journal of Limnology - Annales de Limnologie*, 38, 109-118. <https://doi.org/10.1051/limn/2002009>.
- López, I. (2018). *Inundaciones por la lluvia en el sur de la Región Metropolitana de Buenos Aires: riesgos y estrategia para la acción*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Espacio Editorial.
- Lund, J. W. G., Kipling, C. & Le Cren, E. D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11, 143-170. <https://doi.org/10.1007/BF00007865>
- Mac Loughlin, T. M., Peluso, L. & Marino, D. J. (2017). Pesticide impact study in the periurban horticultural area of Gran La Plata, Argentina. *Science of the Total Environment*, 598, 572-580. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.116>
- McQuoid, M., Godhe, A. & Nordberg, K. (2002). Viability of phytoplankton resting stages in the sediments of a coastal Swedish fjord. *European Journal of Phycology*, 37(2), 191-201. <https://doi.org/10.1017/S0967026202003670>
- Medley, K. A. & Havel, J. E. (2007). Hydrology and local environmental factors influencing zooplankton communities in floodplain ponds. *Wetlands*, 27(4), 864-872.
- Metzeltin, D. & Lange-Bertalot, H. (1998). Tropical diatoms of South America I. About 700 predominantly rarely known or new taxa representative of the neotropical flora. Lange-Bertalot, H. (Ed.). *Iconographia Diatomologica*, 5, 1-695.
- Metzeltin, D. & Lange-Bertalot, H. (2005). Diatoms of Uruguay. Compared with other taxa from South America and elsewhere. Lange-Bertalot, H. (Eds). *Iconografía Diatomologica*, 15, 1-736.
- Metzeltin D. & Lange-Bertalot, H. (2007). Tropical Diatoms of South America II. Special remarks

- on biogeographic disjunction. Lange-Bertalot, H. (Eds). *Iconografía Diatomológica*, 18, 1-877.
- Meyer, J. J. (1994). The microbial loop in flowing waters. *Microbiol Ecology*, 28, 195-199. <https://doi.org/10.1007/BF00166808>
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Mitsch, W. J. & Wilson, R. F. (1996). Improving the success of wetland creation and restoration with know how, time, and self design. *Ecological applications*, 6(1), 77-83. <https://doi.org/10.2307/2269554>
- Modenutti, B. E. (1991). Zooplankton de ambientes lóticos de la subcuenca Delta del río Paraná, Buenos Aires, Argentina. *Iheringia (Serie Zoología)*, 71, 67-80.
- Nogrady, T. & Segers, H. (2005). *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. Dumont H.J.F (Coordinating editor). The Netherlands: Backhuys Publishers.
- Prygiel, J. & Leitaó, M. (1994). Cyanophycean blooms in the reservoir of Val Joly (northern France) and their development in downstream rivers. In: Descy, J. P., Reynolds, C. S., & Padišák J. (Eds). *Phytoplankton in Turbid Environments: Rivers and Shallow Lakes* (pp. 85-96). Dordrecht: Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2670-2_8
- Reid, J. W. (1985). Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia Universidade São Paulo*, 9, 17-143.
- Rimoldi, F., Peluso, L., Rossini, G. B., Ronco, A. E. & Demetrio, P. M. (2018). Multidisciplinary approach to a study of water and bottom sediment quality of streams associated with mixed land uses: Case study Del Gato Stream, La Plata (Argentina). *Ecological indicators*, 89, 188-198. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.063>
- Ringuelet, R. A. (1958). Los crustáceos copépodos de las aguas continentales de la República Argentina. Sinópsis sistemática. *Serie Zoología*, 1(2), 35-125.
- Ringuelet, R. A. (1962). *Ecología acuática continental*. Buenos Aires: EUDEBA.
- Rodrigues Capítulo, L., Kruse, E., y Gómez, N. (2020). Los bañados de desborde fluvial: una mirada desde la geohidrología. *Biología Acuática*, 35.
- Rodrigues, L. C., Simões, N. R., Bovo-Scomparin, V. M., Jati, S., Santana, N. F., Roberto, M. C., et al. (2015). Phytoplankton alpha diversity as an indicator of environmental changes in a neotropical floodplain. *Ecological Indicators*, 48, 334-341. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.009>
- Romaní, A. M., Artigas, J., Camacho, A., Graça, M. A. & Pascoal, C. (2009). La biota de los ríos: los microorganismos heterotróficos. En: Elosegi, A. & Sabater, S. (Eds). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (pp. 169-218). Bilbao: Fundación BBVA.
- Round, F. E. (1990). The effect of liming on the benthic diatom populations in three upland welsh lakes. *Diatom Research*, 5, 129-140. <https://doi.org/10.1080/0269249X.1990.9705098>
- Sanders, P. F. & Webster, J. (1978). Survival of aquatic hyphomycetes in terrestrial situations. *Transactions of the British Mycological Society*, 71(2), 231-237. [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(78\)80103-X](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(78)80103-X)
- Sati, S. & Belwal, M. (2005). Aquatic hyphomycetes as endophytes of riparian plant roots. *Mycologia*, 97, 45-49. <https://doi.org/10.1080/15572536.2006.11832837>
- Schwarz, M. V. J. & Frenzel, P. (2003). Population dynamics and ecology of ciliates (Protozoa, Ciliophora) in an anoxic rice field soil. *Biology and Fertility of Soils*, 38, 245-252. <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0644-z>
- Sigee, D.C. (2019). Microorganisms 1. Phytoplankton, attached algae, and biofilms. In: Hughes J. M. R. (Ed.). *Freshwater ecology and conservation: Approaches and techniques* (pp. 133). UK: Oxford University Press. doi:10.1093/oso/9780198766384.003.0007

- Souffreau, C., Vanormelingen, P., Sabbe, K. & Vyverman, W. (2013). Tolerance of resting cells of freshwater and terrestrial benthic diatoms to experimental desiccation and freezing is habitat-dependent. *Phycologia*, 52(3), 246-255. <https://doi.org/10.2216/12-087.1>
- Seifert, K. A. & Gams, W. (2011). The genera of Hyphomycetes. *Persoonia Molecular Phylogeny and Evolution of Fungi*, 27, 119-129. <https://doi.org/10.3767/003158511X617435>
- Solari, L. C., Quaíni, K. P. & Gabellone, N. A. (2018). Succession of microconsumers in waterlogged pampean soils (Buenos Aires, Argentina) and its significance for nearby wetlands. *Aquatic Sciences*, 80, 42. doi.org/10.1007/s00027-018-0593-0
- Solé, M., Fetzer, I., Wennrich, R., Sridhar, K. R., Harms, H. & Krauss, G. (2008). Aquatic hyphomycete communities as potential bioindicators for assessing anthropogenic stress. *Science of the total environment*, 389(2-3), 557-565. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.09.010>
- Solís, M., Bonetto, C., Marrochi, N., Paracampo, A. & Mugni, H. (2018). Aquatic macroinvertebrate assemblages are affected by insecticide applications on the Argentine Pampas. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 11-16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.10.017>
- Spencer, M. & Blaustein, L. (2001). Risk of predation and hatching of resting eggs in the ostracod *Heterocypris incongruens*. *Journal of Crustacean Biology*, 21, 575-581. <https://doi.org/10.1163/20021975-99990159>
- Stevenson, B. R. J. & Bahls, L. L. (1999). Periphyton protocols. In: Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D & Stribling, J. B. (Eds.). *Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. (Second Edition) (pp. 23). Washington: EPA.
- Stockner, J. G. & Lund, J. W. G. (1970). Live algae in postglacial lake deposits. *Limnology and Oceanography*, 15, 41-58. <https://doi.org/10.4319/lo.1970.15.1.0041>
- Strayer, D. L., & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344-358 <https://doi.org/10.1899/08-171.1>
- Tarda, A. S., Saparrat, M. C. N. & Gómez, N. (2019). Assemblage of dematiaceous and Ingoldian fungi associated with leaf litter of decomposing *Typha latifolia* L. (Typhaceae) in riverine wetlands of the Pampean plain (Argentina) exposed to different water quality. *Journal of Environmental Management*, 250, 109409. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109409>
- Tell, G. & Conforti, V. (1986). *Euglenophyta Pigmentadas de la Argentina*. Bibliotheca Phycologica, Band 75. Berlin-Stuttgart: J. Cramer.
- Tudor, M., Tudor I.-M., Ibram, O., Teodorof, L., Nastase, C. & Deak, G. (2015). Analysis of biological indicators related to the surface water quality in Danube Delta Biosphere Reserve. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, 16 (2), 443-452.
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Mitteilungen*, 9, 1-38. <https://doi.org/10.1080/05384680.1958.11904091>
- Vijverberg, J. (1977). Population structure, life histories and abundance of copepods in Tjeukemeer, The Netherlands. *Freshwater Biology*, 7(6), 579-597. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1977.tb01710.x>
- Zaplara, V. S., Solari, L. C., Benítez, H. H. & Gabellone, N. A. (2018). Microorganismos consumidores en suelos de la llanura de inundación del arroyo El Pescado (Buenos Aires): Experiencia en microcosmos. *Revista del Museo Argentino Ciencias Naturales nueva serie*, 20(2): 311-322. <http://hdl.handle.net/11336/85448>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N. & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, 3-14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

Material Suplementario de:

MARÍA FERNANDA ALVAREZ *ET AL.* LOS MICROORGANISMOS QUE HABITAN LOS BAÑADOS DE DESBORDE FLUVIAL COMO INDICADORES DE LOS EFECTOS DE LA URBANIZACIÓN Y LA ACTIVIDAD AGROPECUARIA.

BIOLOGÍA ACUÁTICA. 2020;35:01-18.

Tabla 1. Diatomeas bentónicas identificadas y su presencia en los cuatro bañados de desborde fluvial. Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Table 1. Benthic diatoms identified and their presence in the four riverine wetlands. Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Los microorganismos que habitan los bañados de desborde fluvial como indicadores de los efectos de la urbanización y la actividad agropecuaria

Tabla 1. Diatomeas bentónicas identificadas y su presencia en los cuatro bañados de desborde fluvial. Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Table 1. Benthic diatoms identified and their presence in the four riverine wetlands. Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

| | Chu | Caj | Gat | Cv |
|--|-----|-----|-----|----|
| <i>Achnanthes inflata</i> (Kützing) Grunow | * | * | | |
| <i>Achnanthidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki | * | * | | * |
| <i>A. minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki | * | * | * | * |
| <i>Amphora coffeaeformis</i> (Agardh) Kützing | * | * | | |
| <i>A. libyca</i> Ehrenberg | * | * | | |
| <i>A. pediculus</i> (Kützing) Grunow | * | * | | * |
| <i>Anomoeoneis sculpta</i> (Ehrenberg) Cleve | | * | | |
| <i>A. sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer | * | * | | |
| <i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin in Linnaeus | * | * | | |
| <i>Biremis circumtexta</i> (F.Meister ex Hust.) Lange-Bert.and Witkowski | * | * | | |
| <i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve | * | | * | * |
| <i>C. molaris</i> (Grunow) Krammer | * | | | |
| <i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>placentula</i> | * | * | * | * |
| <i>C. placentula</i> Ehrenberg var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow | * | * | | * |
| <i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) Mann | * | * | * | * |
| <i>C. ambigua</i> (Ehrenberg) Mann | * | * | * | * |
| <i>C. cuspidata</i> (Kützing) Mann | * | | * | |
| <i>Denticula elegans</i> Kützing | | * | | |
| <i>D. kuetzingii</i> Grunow | | * | | |
| <i>D. valida</i> (Pedicino) Grunow in Van Heurck | | * | | |
| <i>Diadesmis confervacea</i> Kützing var. <i>confervacea</i> | * | * | * | * |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| <i>D. contenta</i> (Grunow ex V. Heurck) Mann | * | * | | * |
| <i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve | * | * | * | * |
| <i>D. puella</i> (Schumann) Cleve | * | * | | * |
| <i>Encyonema minutum</i> (Hilse in Rabh.) D.G. Mann | * | * | * | * |
| <i>E. silesiacum</i> (Bleisch in Rabh.) D.G. Mann | * | | * | |
| <i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot | * | * | * | * |
| <i>E. subminuscula</i> (Manguin) Moser Lange-Bertalot & Metzeltin | * | * | * | * |
| <i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brebisson | * | | | |
| <i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills var. <i>bilunaris</i> | | * | | |
| <i>E. diodon</i> Ehrenberg | * | | | |
| <i>E. minor</i> (Kützing) Grunow in Van Heurck | * | * | | |
| <i>E. monodon</i> Ehrenberg | | * | | |
| <i>E. triodon</i> Ehrenberg | * | | | |
| <i>Fallacia clepsidroides</i> Witkowski | * | * | * | * |
| <i>F. omissa</i> (Hustedt) D.G.Mann | | * | | |
| <i>F. pygmaea</i> (Kützing) Stickle & Mann ssp. <i>pygmaea</i> | * | * | * | * |
| <i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>capucina</i> | * | * | | |
| <i>Frustulia pumilio</i> Lange-Bertalot & Rumrich | * | * | | |
| <i>F. vulgaris</i> (Thwaites) De Toni | * | | * | * |
| <i>Gomphonema affine</i> Kützing | | * | * | |
| <i>G. angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst | * | | * | |
| <i>G. angustum</i> Agardh | | * | | * |
| <i>G. clavatum</i> Ehrenberg | * | * | * | * |
| <i>Cff. G. gracile</i> Ehrenberg | * | * | | |
| <i>G. parvulum</i> (Kützing) Kützing | * | * | * | * |
| <i>G. truncatum</i> Ehrenberg | | * | | * |
| <i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing)Rabenhorst | * | * | * | * |
| <i>G. kuetzingii</i> (Grunow) Cleve | * | | | |

Los microorganismos que habitan los bañados de desborde fluvial como indicadores de los efectos de la urbanización y la actividad agropecuaria

| | | | | |
|--|---|---|---|---|
| <i>G. nodiferum</i> (Grunow) Reimer | * | * | * | * |
| <i>G. scalproides</i> (Rabenhorst)Cleve | * | | | * |
| <i>Halamphora montana</i> (Krasske) Levkov | * | | | * |
| <i>H. oligotraphenta</i> (Lange-Bertalot) Levkov | * | | | |
| <i>H. veneta</i> (Kützing) Levkov | * | * | * | * |
| <i>Hantzschia abundans</i> Lange-Bertalot | | * | | * |
| <i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg)Lange-Bert.Metzeltin & Witkowski | | * | | |
| <i>H. hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot Metzeltin & Witkowski | * | * | * | * |
| <i>Lemnilicola hungarica</i> Grunow in Cleve et Grun. | * | * | * | * |
| <i>Luticola cohnii</i> (Hilse) D.G. Mann in Round Crawford & Mann | * | * | * | * |
| <i>L. goeppertiana</i> (Bleisch in Rabenhorst)D.G. Mann | | * | | |
| <i>L. mutica</i> (Kützing) D.G. Mann in Round Crawford & Mann | * | * | * | |
| <i>L. uruguayensis</i> Metzeltin, Lange-Bertalot & Garcia-Rodriguez | * | * | * | |
| <i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot var.atomus | | | * | |
| <i>M. atomus</i> var. <i>permitis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot | * | * | * | * |
| <i>Melosira varians</i> Agardh | * | * | * | * |
| <i>Navicula agrestis</i> Hustedt | * | * | * | * |
| <i>N. arvensis</i> Hustedt | * | * | * | * |
| <i>N. capitatoradiata</i> Germain | | | * | * |
| <i>N. cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs in Pritchard | * | * | * | * |
| <i>N. cryptocephala</i> Kützing | * | * | * | * |
| <i>N. erifuga</i> Lange-Bertalot in Krammer & Lange-Bertalot | * | * | * | * |
| <i>N. gregaria</i> Donkin | * | * | * | * |
| <i>N. imperfecta</i> Cleve | | * | | |
| <i>N. jacobii</i> Manguin in Bourrelly & Manguin | * | * | * | * |
| <i>N. joubaudii</i> Germain | | * | | |
| <i>N. kotschy</i> Grunow | | | | * |
| <i>N. lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg | * | * | * | * |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| <i>N. menisculus</i> Schumann var. <i>menisculus</i> | * | * | * | |
| <i>N. microcari</i> Lange-Bertalot | * | * | * | * |
| <i>N. molestiformis</i> Hustedt | * | * | * | * |
| <i>N. novaesiberica</i> Lange-Bertalot | | * | | |
| <i>N. omicron</i> Cleve | | * | | |
| <i>N. peregrina</i> (Ehrenberg) Kützing | * | * | | |
| <i>N. recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot | * | * | | |
| <i>N. salinarum</i> Grunow in Cleve et Grunow var. <i>salinarum</i> | | | * | * |
| <i>N. schroeteri</i> Meister var. <i>schroeteri</i> | * | * | * | * |
| <i>N. tenelloides</i> Hustedt | * | * | * | * |
| <i>N. tripunctata</i> (O.F. Moller) Bory | | | | * |
| <i>N. trivialis</i> Lange-Bertalot var. <i>trivialis</i> | | | * | * |
| <i>N. vandamii</i> Schoeman & Archibald var. <i>vandamii</i> | * | * | * | * |
| <i>N. veneta</i> Kützing | * | * | * | * |
| <i>N. viridula</i> (Kützing) Ehrenberg var. <i>rostellata</i> (Kützing) Cleve | | | | * |
| <i>Neidium ampliatum</i> (Ehrenberg) Krammer in Krammer & Lange-Bertalot | | * | * | |
| <i>N. dubium</i> (Ehrenberg)Cleve | * | * | * | |
| <i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.M.Smith | * | * | * | * |
| <i>N. amphibia</i> Grunow | * | * | * | * |
| <i>N. angustata</i> (W.Smith) Grunow | * | | | |
| <i>N. angustatula</i> Lange-Bertalot | * | * | | |
| <i>N. aurariae</i> Cholnoky | * | * | | * |
| <i>N. brevissima</i> Grunow in Van Heurck | * | * | * | * |
| <i>N. clausii</i> Hantzsch | * | * | * | * |
| <i>N. commutata</i> Grunow in Cleve et Grunow | * | | | |
| <i>N. constricta</i> (Kützing) Ralfs in Pritchard | * | * | * | * |
| <i>N. debilis</i> (Arnott)Grunow in Cl.&Grunow | | | | * |
| <i>N. desertorum</i> Hustedt | * | * | * | * |

Los microorganismos que habitan los bañados de desborde fluvial como indicadores de los efectos de la urbanización y la actividad agropecuaria

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| <i>N. dissipata</i> (Kützing) Grunow ssp. <i>dissipata</i> | * | * | * | * |
| <i>N. filiformis</i> (W.M.Smith) Van Heurck var. <i>filiformis</i> | * | * | | |
| <i>N. fonticola</i> Grunow in Cleve et Moller | * | * | | |
| <i>N. frustulum</i> (Kützing)Grunow var. <i>frustulum</i> | * | * | * | * |
| <i>N. gracilis</i> Hantzsch | * | * | * | * |
| <i>N. hungarica</i> Grunow | * | * | * | * |
| <i>N. inconspicua</i> Grunow | * | * | | * |
| <i>N. intermedia</i> Hantzsch ex Cleve & Grunow | * | * | * | * |
| <i>N. levidensis</i> (W.Smith) Grunow in Van Heurck | * | * | * | * |
| <i>N. linearis</i> (Agardh) W.M.Smith var. <i>linearis</i> | * | * | * | |
| <i>N. linearis</i> (Agardh) W.M.Smith var. <i>subtilis</i> (Grunow) Hustedt | * | * | | |
| <i>N. linearis</i> (Agardh) W.M.Smith var. <i>tenuis</i> (W.Smith) Grunow | * | * | | |
| <i>N. lorenziana</i> Grunow in Cleve et Moller | * | | | * |
| <i>N. microcephala</i> Grunow in Cleve & Moller | * | * | | * |
| <i>N. palea</i> (Kützing) W.Smith | * | * | * | * |
| <i>N. paleacea</i> (Grunow) Grunow in van Heurck | * | * | * | * |
| <i>N. perminuta</i> (Grunow) M.Peragallo | * | * | * | * |
| <i>N. reversa</i> W.Smith | * | | | |
| <i>N. sigma</i> (Kützing) W.M.Smith | * | * | * | * |
| <i>N. umbonata</i> (Ehrenberg)Lange-Bertalot | * | * | * | * |
| <i>N. valdecostata</i> Lange-Bertalot et Simonsen | * | * | | |
| <i>Pinnularia acrospheria</i> W. Smith var. <i>acrospheria</i> | * | * | * | |
| <i>P. gibba</i> Ehrenberg | * | * | * | * |
| <i>P. microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve var. <i>microstauron</i> | * | * | * | * |
| <i>P. subcapitata</i> Gregory var. <i>subcapitata</i> | * | * | * | * |
| <i>P. viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg | * | | | |
| <i>Placoneis clementis</i> (Grun.) Cox | | * | | |
| <i>P. placentula</i> (Ehrenberg) Heinzerling | * | * | * | * |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| <i>Planothidium rostratum</i> (Oestrup) Lange-Bertalot | * | * | | * |
| <i>P. delicatum</i> (Kützing) Round and Bukht. | | | | * |
| <i>P. frequentissimum</i> (Lange-Bertalot in Krammer and Lange-Bert.) Lange-Bert. | * | * | | |
| <i>P. lanceolatum</i> (Bréb. Ex Kutz) Lange-Bert. | * | * | * | * |
| <i>P. joursancense</i> (Hérib.) Lange-Bert | * | | | |
| <i>Pleurosigma elongatum</i> W.Smith | * | * | | |
| <i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compere f. <i>laevis</i> Ehrenberg | * | * | * | * |
| <i>Pseudofallacia monoculata</i> (Hustedt) Liu, Kociolek & Wang | * | * | * | * |
| <i>P. tenera</i> (Hustedt) Y.Liu, Kociolek & Q.Wang | | | | * |
| <i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow) D.M.Williams & Round | * | * | | |
| <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot | * | * | | * |
| <i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer | * | * | | |
| <i>R. gibba</i> (Ehrenberg) O.Muller var. <i>gibba</i> | * | * | | |
| <i>R. gibba</i> (Ehrenberg) O.Muller var. <i>parallela</i> (Grunow) Peragallo & Peragallo | * | | | |
| <i>R. gibberula</i> (Ehrenberg) O.Muller | | * | | |
| <i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowksy | * | * | * | * |
| <i>S. seminulum</i> (Grunow) D.G. Mann | * | * | * | * |
| <i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg | | | * | * |
| <i>S. brasiliensis</i> (Zimmerman) Compere | * | | | |
| <i>Surirella angusta</i> Kützing | * | * | * | * |
| <i>S. brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot var. <i>brebissonii</i> | | * | * | * |
| <i>S. linearis</i> W.M.Smith in Schmidt & al. | * | | | |
| <i>S. ovalis</i> Brebisson | * | * | * | * |
| <i>S. splendida</i> (Ehrenberg) Kützing | | * | | |
| <i>S. tenera</i> Gregory | * | * | * | * |
| <i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch.) Compere | * | * | * | * |

Los microorganismos que habitan los bañados de desborde fluvial como indicadores de los efectos de la urbanización y la actividad agropecuaria

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| <i>Planothidium rostratum</i> (Oestrup) Lange-Bertalot | * | * | | * |
| <i>P. delicatulum</i> (Kützing) Round and Bukht. | | | | * |
| <i>P. frequentissimum</i> (Lange-Bertalot in Krammer and Lange-Bert.) Lange-Bert. | * | * | | |
| <i>P. lanceolatum</i> (Bréb. Ex Kutz) Lange-Bert. | * | * | * | * |
| <i>P. joursancense</i> (Hérib.) Lange-Bert | * | | | |
| <i>Pleurosigma elongatum</i> W.Smith | * | * | | |
| <i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compere f. <i>laevis</i> Ehrenberg | * | * | * | * |
| <i>Pseudofallacia monoculata</i> (Hustedt) Liu, Kociolek & Wang | * | * | * | * |
| <i>P. tenera</i> (Hustedt) Y.Liu, Kociolek & Q.Wang | | | | * |
| <i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow) D.M.Williams & Round | * | * | | |
| <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot | * | * | | * |
| <i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer | * | * | | |
| <i>R. gibba</i> (Ehrenberg) O.Muller var. <i>gibba</i> | * | * | | |
| <i>R. gibba</i> (Ehrenberg) O.Muller var. <i>parallela</i> (Grunow) Peragallo & Peragallo | * | | | |
| <i>R. gibberula</i> (Ehrenberg) O.Muller | | * | | |
| <i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowksy | * | * | * | * |
| <i>S. seminulum</i> (Grunow) D.G. Mann | * | * | * | * |
| <i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg | | | * | * |
| <i>S. brasiliensis</i> (Zimmerman) Compere | * | | | |
| <i>Surirella angusta</i> Kützing | * | * | * | * |
| <i>S. brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot var. <i>brebissonii</i> | | * | * | * |
| <i>S. linearis</i> W.M.Smith in Schmidt & al. | * | | | |
| <i>S. ovalis</i> Brebisson | * | * | * | * |
| <i>S. splendida</i> (Ehrenberg) Kützing | | * | | |
| <i>S. tenera</i> Gregory | * | * | * | * |
| <i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch.) Compere | * | * | * | * |

Material Suplementario de:

MARÍA FERNANDA ALVAREZ *ET AL.* LOS MICROORGANISMOS QUE HABITAN LOS BAÑADOS DE DESBORDE FLUVIAL COMO INDICADORES DE LOS EFECTOS DE LA URBANIZACIÓN Y LA ACTIVIDAD AGROPECUARIA.

BIOLOGÍA ACUÁTICA. 2020;35:01-18.

Tabla 2. Taxa fitoplanctónicos identificados y su presencia en los cuatro bañados de desborde fluvial. Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Table 2. Phytoplanktonic taxa identified and their presence in the four riverine wetlands. Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Los microorganismos que habitan los bañados de desborde fluvial como indicadores de los efectos de la urbanización y la actividad agropecuaria

Tabla 2. Taxa fitoplanctónicos identificados y su presencia en los cuatro bañados de desborde fluvial. Chu: Chubichaminí, Caj: Cajavillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Table 2. Phytoplanktonic taxa identified and their presence in the four riverine wetlands. Chu: Chubichaminí, Caj: Cajavillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

| | Chu | Caj | Gat | Cv |
|---|-----|-----|-----|----|
| Cianobacterias | | | | |
| <i>Anabaena sphaerica</i> var. <i>tenuis</i> G. S. West | * | * | | |
| <i>Chroococcus limneticus</i> Lemmermann | | * | | |
| <i>Eucapsis minor</i> (Skuja) Elenkin | * | | | |
| <i>Jaaginema subtilissimum</i> (Kützing ex De Toni) Anagnostidis et Komárek | * | * | * | * |
| <i>Komvophoron constrictum</i> (Szafer) Anagnostidis et Komárek | | * | * | |
| <i>K. minutum</i> (Skuja) Anagnostidis & Komárek | * | * | * | * |
| <i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing | * | * | | |
| <i>M. tenuissima</i> Lemmermann | * | * | * | |
| <i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex Gomont | | * | | |
| <i>Phormidium articulatum</i> (Gardner) Anagnostidis et Komárek | | * | * | * |
| <i>P. breve</i> (Kützing ex Gomont) Anagnostidis et Komárek | | * | | * |
| <i>P. chalybeum</i> (Mertens ex Gomont) Anagnostidis et Komárek | * | * | | |
| <i>P. chlorinum</i> (Kützing ex Gomont) Anagnostidis | * | * | * | * |
| <i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg | | * | | |
| <i>Pseudoanabaena catenata</i> Lauterborn | * | * | * | * |
| <i>Raphidiopsis mediterranea</i> Skuja | * | * | | |
| <i>Romeria leopoliensis</i> (Raciborski) Koczwara in Geitler | * | * | | |
| <i>Spirulina abbreviata</i> Lemmermann | | * | | |
| <i>S. laxa</i> G. M. Smith | * | * | | |
| <i>S. major</i> Kützing ex Gomont | | * | | |
| Euglenofitas | | | | |
| <i>Euglena ehrenbergii</i> G.A.Klebs | * | * | * | |
| <i>E. lucens</i> E.K.F.Günther | * | * | * | * |
| <i>E. cf. pringsheimii</i> Skvortzow | * | * | * | |
| <i>E. pusilla</i> Playfair | | * | * | * |
| <i>E. viridis</i> (O.F.Müller) Ehrenberg | | | * | |
| <i>Euglena</i> spp. Ehrenberg | * | * | * | * |
| <i>Euglenaformis proxima</i> (P.A.Dangeard) M.S.Bennett & Triemer | * | * | * | |
| <i>Lepocinclis acus</i> (O.F.Müller) B.Marin & Melkonian | * | * | * | * |
| <i>L. fusiformis</i> (Carter) Lemmermann emend. Conrad | * | * | * | * |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| <i>L. oxyuris</i> (Schmarda) B.Marin & Melkonian | * | * | * | * |
| <i>L. salina</i> Fritsch | * | * | * | |
| <i>L. spiroides</i> (Lemmermann) Marin & Melkonian | * | | | |
| <i>Phacus acuminatus</i> Stokes | * | * | * | |
| <i>P. aenigmaticus</i> Drezepolski | * | * | * | * |
| <i>P. agilis</i> Skuja | * | * | * | |
| <i>P. contortus</i> Bourrely | * | * | * | |
| <i>P. curvicauda</i> Swirenko | * | * | * | |
| <i>P. granum</i> Drezepolski | * | * | * | * |
| <i>P. limnophilus</i> (Lemmermann) E.W.Linton & A.Karnkowska-Ishikawa | * | * | * | * |
| <i>P. longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin | * | * | * | |
| <i>P. onyx</i> Pochmann | * | | * | |
| <i>P. orbicularis</i> Hübner | * | * | * | |
| <i>P. pleuronectes</i> (O.F.Müller) Dujardin | * | | * | |
| <i>P. tortus</i> (Lemmermann) Skvortzow | * | | * | |
| <i>P. undulatus</i> (Skvortzow) Pochmann | * | | | |
| <i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemmermann) Deflandre | * | * | * | * |
| <i>S. girardiana</i> (Playfair) Deflandre | | | * | |
| <i>S. jaculata</i> (T.C.Palmer) Deflandre | * | | | |
| <i>S. ovalis</i> (Playfair) Deflandre | * | | * | |
| <i>S. scabra</i> (Playfair) Tell et Conforti | * | | * | |
| <i>S. schauinslandii</i> (Lemmermann) Deflandre | * | | | |
| <i>S. treubii</i> (Woloszynska) Deflandre | * | * | * | |
| <i>S. verrucosa</i> (Daday) Deflandre | * | * | * | |
| <i>Trachelomonas abrupta</i> Swirenko emend. Deflandre | | | * | |
| <i>T. bacilifera</i> Playfair | * | * | | |
| <i>T. conica</i> Plaifair | * | | | |
| <i>T. intermedia</i> Dangeard | * | * | * | * |
| <i>T. planctonica</i> Swirenko | * | * | * | |
| <i>T. pulcherrima</i> Playfair | * | * | * | |
| <i>T. rotunda</i> Swirenko emend. Deflandre | * | * | * | |
| <i>T. volvocina</i> Ehrenberg | * | * | * | |
| Dinoflagelado no identificado | * | * | * | |
| Clorofitas | | | | |
| <i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs | * | * | * | |
| <i>Chlorolobion saxatile</i> (Komárkova-Legnerova) Komárek S. | | | | * |
| <i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemmermann) Krieger | * | * | | |
| <i>C. moniliferum</i> (Bory) Ehrenberg | | | * | |
| <i>Coelastrum microporum</i> Nägeli in A. Braun | * | * | * | |
| <i>Cosmarium</i> spp. Corda | * | | * | |
| <i>Crucigenia quadrata</i> Morren | * | * | | * |

Los microorganismos que habitan los bañados de desborde fluvial como indicadores de los efectos de la urbanización y la actividad agropecuaria

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| <i>C. tetrapedia</i> (Kirchner) W. & G. S. West | * | * | | |
| <i>Crucigeniella rectangularis</i> (Nägeli) Komárek | * | * | * | |
| <i>Desmodesmus intermedius</i> (Chodat) E. H. Hegewald | * | * | * | |
| <i>D. opoliensis</i> (P.G. Richter) E. H. Hegewald | * | * | * | |
| <i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli | | | * | |
| <i>D. pulchellum</i> Wood | * | * | * | |
| <i>D. subsolitarum</i> Van Goor | * | * | | |
| <i>Didimocystis bicellularis</i> (Chodat) Komárek | * | * | * | |
| <i>Diplochlois lunata</i> (Fott) Fott | * | | | |
| <i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg | * | | | |
| <i>Eutetramorus fottii</i> (Hindak) Komárek | | * | | |
| <i>Gloeoactinium limneticum</i> G.M.Smith | * | | | |
| <i>Keratococcus bicaudatus</i> (A.Braun ex Rabenhorst) J.B.Petersen | | | * | |
| <i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohlin | * | * | | |
| <i>K. irregularis</i> (G.M.Smith) Korshikov | | | * | |
| <i>K. obesa</i> (W. West) Schmidle | * | * | | |
| <i>Korshikoviella limnetica</i> (Lemmermann) Silva | | * | * | * |
| <i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korsikov) Hindák | * | * | * | |
| <i>M. contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová | | | * | * |
| <i>M. griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová | * | * | * | |
| <i>M. irregulare</i> (G.M.Smith) Komárková-Legnerová | * | | | |
| <i>M. komarkovae</i> Nygaard | * | * | * | * |
| <i>M. minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová | * | * | | |
| <i>M. mirabile</i> (W. & G. S. West) Pankow | * | * | | |
| <i>M. pusillum</i> (Printz) Komárková-Legnerová | * | | | |
| <i>M. tortile</i> (W. & G. S. West) Komárková-Legnerová | * | * | | * |
| <i>Oocystis borgei</i> Snow | * | | | |
| <i>Pandorina morum</i> Bory | | * | | |
| <i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs | * | * | | |
| <i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle | | | * | |
| <i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat | * | * | * | |
| <i>S. acutus</i> Meyen | * | | | |
| <i>S. disciformis</i> (Chodat) Fott & Komárek | | | * | |
| <i>S. ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat | * | * | * | |
| <i>S. obtusus</i> Meyen | * | * | * | |
| <i>S. quadricauda</i> (Turpin) Brébisson sensu Chodat | * | * | * | |
| <i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann | * | * | * | |
| <i>Tetraedron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg | * | * | * | |
| <i>T. trigonum</i> (Nägeli) Hansgirg sensu Skuja | * | * | * | |
| <i>Tetrastrum glabrum</i> (Roll) Ahlstron & Tiffany | * | * | | |
| <i>Ulothrix</i> sp. Kützing | * | * | | |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Diatomeas | | | | |
| <i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki | | * | | * |
| <i>Amphora veneta</i> Kützing | * | * | | * |
| <i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen | * | | | |
| <i>A. granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. F. Müller) Simonsen | * | * | | |
| <i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve | | | * | |
| <i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg | * | * | * | * |
| <i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) Mann | * | * | * | * |
| <i>C. cuspidata</i> (Kützing) Mann | * | * | * | |
| aff. <i>Cyclotella atomus</i> Hustedt | * | * | | |
| <i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing | * | * | * | * |
| <i>Encyonema minuta</i> Hilse ex Rabenhorst | | * | | |
| <i>E. silesiacum</i> (Bleisch) Mann | | * | | |
| <i>Diadesmis confervacea</i> Kützing | * | | | * |
| <i>Diploneis pseudovalis</i> Hustedt | * | | | * |
| <i>D. ovalis</i> (Hilse) Cleve | | * | | |
| <i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot | | * | | |
| <i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills | | | * | |
| <i>E. monodon</i> Ehrenberg | | * | | |
| <i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg | * | * | * | * |
| <i>G. olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson | * | * | * | * |
| <i>G. parvulum</i> Kützing | * | * | * | * |
| <i>G. angustum</i> Agardh | | | * | |
| <i>G. truncatum</i> Ehrenberg | * | * | | |
| <i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst | * | * | * | * |
| <i>G. attenuatum</i> (Kützing) Cleve | * | * | * | |
| <i>G. scalpoides</i> (Rabenhorst) Cleve | | * | * | |
| <i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow | * | | | |
| <i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin et Witkowski | | | * | * |
| <i>Luticola kotschyi</i> Grunow | * | | | |
| <i>Melosira varians</i> Agardh | * | * | | * |
| <i>Navicula atomus</i> (Kützing) Grunow | | * | | |
| <i>N. cryptocephala</i> Kützing | * | * | * | * |
| <i>N. erifuga</i> Lange-Bertalot | * | * | * | * |
| <i>N. gregaria</i> Donkin | * | * | * | * |
| <i>N. novaesiberica</i> Lange-Bertalot | | | * | |
| <i>N. radiosa</i> Kützing | * | * | * | |
| <i>N. veneta</i> Kützing | | * | * | * |
| <i>Neidium ampliatum</i> (Ehrenberg) Krammer | | * | | |
| <i>N. dubium</i> (Ehrenberg) Cleve | * | * | | |

Los microorganismos que habitan los bañados de desborde fluvial como indicadores de los efectos de la urbanización y la actividad agropecuaria

| | | | | |
|--|---|---|---|---|
| <i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. M. Smith | * | * | * | * |
| <i>N. brevissima</i> Grunow | | | * | |
| <i>N. calida</i> Grunow | * | * | | |
| <i>N. draveillensis</i> Coste & Ricard | * | * | * | |
| <i>N. filiformis</i> (W. M. Smith) Van Heurck | | * | | |
| <i>N. fonticola</i> Grunow | | * | | |
| <i>N. gracilis</i> Hantzsch | * | * | * | * |
| <i>N. linearis</i> (Agardh) W. Smith | * | * | * | * |
| <i>N. palea</i> (Kützing) W. Smith | * | * | * | * |
| <i>N. paleaceae</i> Grunow | | * | | |
| <i>N. reversa</i> W. M. Smith | * | * | * | |
| <i>N. sigma</i> (Kützing) W. Smith | * | * | * | * |
| <i>N. umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot | * | * | * | * |
| <i>Nitzschia</i> spp. Hassall | * | * | * | * |
| <i>Pinnularia braunii</i> (Grunow) Cleve | | | * | |
| <i>P. gibba</i> Ehrenberg | * | * | * | * |
| <i>P. microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve | * | * | * | |
| <i>P. viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg | * | * | * | |
| <i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller | * | * | | |
| <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot | * | * | | * |
| <i>Sellaphora pupula</i> Kützing | * | * | * | |
| <i>Surirella ovalis</i> Brébisson | | | * | |
| <i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) Mann | * | * | * | |
| <i>T. levidensis</i> W. Smith | * | * | * | * |
| <i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère | * | * | * | * |

Material Suplementario de:

MARÍA FERNANDA ALVAREZ *ET AL.* LOS MICROORGANISMOS QUE HABITAN LOS BAÑADOS DE DESBORDE FLUVIAL COMO INDICADORES DE LOS EFECTOS DE LA URBANIZACIÓN Y LA ACTIVIDAD AGROPECUARIA.

BIOLOGÍA ACUÁTICA. 2020;35:01-18.

Tabla 3. Taxa zooplanctónicos identificados y su presencia en los cuatro bañados de desborde fluvial. Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Table 3. Zooplanktonic taxa identified and their presence in the four riverine wetlands.

Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Los microorganismos que habitan los bañados de desborde fluvial como indicadores de los efectos de la urbanización y la actividad agropecuaria

Tabla 3. Taxa zooplanctónicos identificados y su presencia en los cuatro bañados de desborde fluvial. Chu: Chubichamini, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Table 3. Zooplanktonic taxa identified and their presence in the four riverine wetlands. Chu: Chubichamini, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

| | Chu | Caj | Gat | Cv |
|--|-----|-----|-----|----|
| AMOEBOZOA | | | | |
| <i>Arcella brasiliensis</i> Cunha | | | * | |
| <i>A. dentata</i> Ehrenberg | | | * | |
| <i>A. discoides</i> Ehrenberg | * | * | * | |
| <i>A. gibbosa</i> Penard | | | * | |
| <i>A. hemisphaerica</i> Perty | * | * | * | * |
| <i>A. vulgaris</i> Ehrenberg | | | * | * |
| <i>Centropyxis aculeata</i> (Ehrenberg) | * | * | * | * |
| <i>C. ecornis</i> (Ehrenberg) | * | * | * | * |
| <i>Diffugia acuminata</i> Ehrenberg | * | * | * | * |
| <i>D. amphora</i> Penard | | * | * | |
| <i>D. elegans</i> Penard | | | | * |
| <i>D. lanceolata</i> Penard | * | * | * | * |
| <i>D. lobostoma</i> Leidy | | * | | |
| <i>D. lucida</i> Penard | | * | | |
| <i>D. mammillaris</i> Penard | | | * | |
| <i>D. oblonga</i> Ehrenberg | * | | | * |
| <i>D. pyriformis</i> Perty | | * | | |
| <i>D. scalpellum</i> Penard | | * | | |
| <i>D. urceolata</i> Carter | | * | | |
| <i>Netzelia gramen</i> (Penard) | * | * | * | * |
| CERCOZOA | | | | |
| <i>Cyphoderia ampulla</i> (Ehrenberg) | * | * | * | * |
| <i>Euglypha acanthophora</i> (Ehrenberg) | * | * | * | * |
| <i>E. tuberculata</i> Dujardin | * | * | * | * |
| <i>Trinema</i> sp. Dujardin | | | * | * |
| HELIOZOA | | * | | * |
| CILIOPHORA | | | | |
| <i>Askenasia</i> sp. Blochmann | | * | | |
| <i>Campanella umbellaria</i> (Linnaeus) | | | | * |
| <i>Chilodonella</i> sp. Strand | | * | | |
| <i>Chilodontopsis</i> sp. Blochmann | | | * | |
| <i>Epistylis plicatilis</i> Ehrenberg | | * | * | * |
| <i>Epistylis</i> sp. Ehrenberg | | | * | |
| <i>Holophrya simplex</i> Schewiakoff | | * | | |
| <i>Paramecium caudatum</i> Ehrenberg | | * | | |

| | | | | |
|--|---|---|---|---|
| <i>Prorodon</i> sp. Ehrenberg | | | * | |
| <i>Stentor roeselli</i> Ehrenberg | | * | * | |
| <i>Vorticella campanula</i> Ehrenberg | | * | * | * |
| <i>Vorticella</i> sp. Linnaeus | | * | | * |
| Ciliophora sp. 1 | | | * | * |
| Ciliophora sp. 2 | | * | * | |
| ROTIFERA | | | | |
| <i>Asplanchna girodi</i> Guerne | | * | | |
| <i>Asplanchna</i> sp. 1 Gosse | * | | | |
| <i>Asplanchna</i> sp. 2 Gosse | * | | | |
| <i>Bdelloidea</i> sp. 1 | | * | * | * |
| <i>Bdelloidea</i> sp. 2 | | * | * | * |
| <i>Bdelloidea</i> sp. 3 | | | | * |
| <i>Bdelloidea</i> sp. 4 | * | * | * | * |
| <i>Bdelloidea</i> sp. 5 | | | * | |
| <i>Brachionus angularis</i> Gosse | * | | | |
| <i>B. bidentatus</i> Anderson | | * | | |
| <i>B. caudatus</i> Barrois & Daday | * | * | | |
| <i>B. dimidiatus</i> Bryce | | * | * | |
| <i>B. plicatilis</i> Müller | * | | | |
| <i>B. quadridentatus</i> Hermann | * | | * | |
| <i>B. urceolaris</i> Müller | * | | | |
| <i>Cephalodella</i> sp. 1 Bory de St.Vincent | * | * | * | |
| <i>Cephalodella</i> sp. 2 Bory de St.Vincent | | * | | * |
| <i>Cephalodella</i> sp. 3 Bory de St.Vincent | * | * | * | |
| <i>Cephalodella</i> sp. 4 Bory de St.Vincent | | * | | |
| <i>Colurella hindenburgi</i> Steinecke | | | * | |
| <i>C. obtusa</i> (Gosse) | | * | * | * |
| <i>C. uncinata</i> (Müller) | | * | * | * |
| <i>Colurella</i> sp. Bory de St.Vincent | * | | | |
| <i>Dicranophorus forcipatus</i> (Müller) | | * | | * |
| <i>Dicranophorus</i> sp. Nitzsch | | | * | |
| <i>Encenterum</i> sp. Ehrenberg | | | * | * |
| <i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg | | | | * |
| <i>Euchlanis</i> sp. Ehrenberg | * | | | |
| <i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg) | * | * | | |
| <i>Filinia</i> sp. Bory de St.Vincent | * | | | |
| <i>Hexarthra</i> sp. Schmarda | * | | | |
| <i>Keratella tropica</i> (Apstein) | * | * | | |
| <i>Lecane bulla</i> Gosse | | * | * | |
| <i>L. candida</i> Harring & Myers | | * | * | * |
| <i>L. closteroerca</i> (Schmarda) | * | * | | * |
| <i>L. hamata</i> (Stokes) | | * | * | * |
| <i>L. hastata</i> (Murray) | | | * | * |

Los microorganismos que habitan los bañados de desborde fluvial como indicadores de los efectos de la urbanización y la actividad agropecuaria

| | | | | |
|--|---|---|---|---|
| <i>L. hornemanni</i> (Ehrenberg) | | * | | * |
| <i>L. luna</i> (Gosse) | * | | * | * |
| <i>L. lunaris</i> (Ehrenberg) | * | * | * | * |
| <i>L. nana</i> (Murray) | | | * | |
| <i>L. papuana</i> (Murray) | * | | | |
| <i>L. pyriformis</i> (Daday) | | * | | |
| <i>L. signifera</i> (Jennings) | | | | * |
| <i>Lecane</i> sp. 1 Nitzsch | * | | | |
| <i>Lecane</i> sp. 2 Nitzsch | * | | | |
| <i>Lecane</i> sp. 3 Nitzsch | * | | | |
| <i>Lecane</i> sp. 4 Nitzsch | * | | | |
| <i>Lepadella acuminata</i> (Ehrenberg) | | | * | |
| <i>L. ovalis</i> (Müller) | | * | * | * |
| <i>L. patella</i> (Müller) | * | * | * | * |
| <i>Lepadella</i> sp. 1 Bory de St.Vincent | * | | | |
| <i>Lepadella</i> sp. 2 Bory de St.Vincent | * | | | |
| <i>Lophocaris salpina</i> (Ehrenberg) | | | * | * |
| <i>Mytilina mucronata</i> (Müller) | | * | * | * |
| <i>M. ventralis ventralis</i> (Ehrenberg) | | * | | * |
| <i>Mytilina</i> sp. Bory de St.Vincent | * | | | |
| <i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg) | | * | | |
| <i>Platyas quadricornis</i> (Ehrenberg) | | * | | |
| <i>Platyonus patulus</i> (Müller) | * | * | | |
| <i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin | | * | | |
| <i>Polyarthra</i> sp. Ehrenberg | * | | | |
| <i>Pompholyx</i> sp. Gosse | * | | | |
| <i>Proales</i> sp. Gosse | | * | * | * |
| <i>Ptygura</i> sp. Ehrenberg | * | | | |
| <i>Scaridium</i> sp. Ehrenberg | | * | | |
| <i>Sinantherina</i> sp. Bory de St.Vincent | | | * | |
| <i>Testudinella patina</i> (Hermann) | | * | * | * |
| <i>Trichicerca (Diurella) bidens</i> (Lucks) | * | | | |
| <i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof) | | | * | |
| <i>T. pusilla</i> (Jennings) | | * | | |
| <i>T. stylata</i> (Gosse) | | * | | |
| <i>Trichocerca</i> sp. 1 Lamarck | | * | | |
| <i>Trichocerca</i> sp. 2 Lamarck | * | * | | |
| <i>Trichocerca</i> sp. 3 Lamarck | * | | | |
| <i>Trichocerca</i> sp. 4 Lamarck | * | | | |
| <i>Trichocerca</i> sp. 5 Lamarck | * | | | |
| <i>Trichocerca</i> sp. 6 Lamarck | * | | | |
| <i>Trichocerca</i> sp. 7 Lamarck | | | * | |
| <i>Trichotria tetractris tetractis</i> (Ehrenberg) | | * | | |
| NEMATODA | | | | |
| Nematode sp. 1 | * | * | * | * |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Nematode sp. 2 | | | | * |
| TARDIGRADA | | | | |
| <i>Macrobotus</i> sp. Schultze | | | | * |
| <i>Paramacrobotus</i> sp. R.Guidetti, Schill, R.O., R.Bertolani, T.Dandekar & M.Wolf | | | | * |
| Tardigrada sp. 1 | | | | * |
| ARTHROPODA | | | | |
| Cladocera | | | | |
| <i>Alona</i> cf. <i>guttata</i> Sars | | * | | |
| <i>Bosmina</i> sp. Baird | * | | | |
| <i>Coronatella</i> sp. Dybowski & Grochowski | * | | | |
| <i>Diaphanosoma birgei</i> Korínek | | * | | |
| <i>Moina micrura</i> kurz | * | * | | |
| Copepoda | | | | |
| <i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars) | * | | * | |
| Calanoidea sp. 1 | * | | | |
| Cyclopoidea sp. 1 | * | * | * | |
| Cyclopoidea sp. 2 | * | | | |
| Harpaticoidea sp. 1 | | * | | |
| OSTRACODA | | | | |
| Ostracoda sp. | | * | * | |
| GASTROTRICHA | | | | |
| Gastrotricha sp. | | * | * | * |
| TREMATODA | | | | |
| Trematoda sp. (cercaria) | | * | * | * |
| ANELIDA | | | | |
| Oligochaeta sp. 1 | | * | | |
| Oligochaeta sp. 2 | * | | | |
| Oligochaeta sp. 3 | * | | | |
| Oligochaeta sp. 4 | * | | | |
| HEXAPODA | | | | |
| Chironomidae (larva) | | * | * | * |
| Collembola indet. | | * | | |
| Ephemeroptera (larva) | | * | | |

Material Suplementario de:

MARÍA FERNANDA ALVAREZ *ET AL.* LOS MICROORGANISMOS QUE HABITAN LOS BAÑADOS DE DESBORDE FLUVIAL COMO INDICADORES DE LOS EFECTOS DE LA URBANIZACIÓN Y LA ACTIVIDAD AGROPECUARIA.

BIOLOGÍA ACUÁTICA. 2020;35:01-18.

Tabla 4. Ostrácodos identificados y su presencia en los cuatro bañados de desborde fluvial.
Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Table 4. Ostracods taxa identified and their presence in the four riverine wetlands.
Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Los microorganismos que habitan los bañados de desborde fluvial como indicadores de los efectos de la urbanización y la actividad agropecuaria

Tabla 4. Ostrácodos identificados y su presencia en los cuatro bañados de desborde fluvial.

Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Table 4. Ostracods taxa identified and their presence in the four riverine wetlands.

Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

| | Chu | Caj | Gat | Cv |
|---|------------|------------|------------|-----------|
| <i>Chlamydotheca incisa</i> (Claus, 1892) | * | * | * | * |
| <i>Cytheridella ilosvayi</i> Daday, 1905 | * | * | | * |
| <i>Cypridopsis vidua</i> (O.F. Müller, 1776) | * | * | | * |
| <i>Heterocypris incongruens</i> (Ramdohr, 1808) | * | | * | * |
| <i>Candona</i> sp. Baird, 1845 | * | * | | |
| <i>Herpetocypris</i> sp. Brady & Norman, 1889 | * | * | | |
| <i>Darwinula stevensoni</i> (Brady & Robertson, 1870) | * | * | | |
| <i>Cypridoidea</i> sp. Baird, 1845 | | * | * | |
| <i>Ilyocypris ramirezi</i> Cusminsky & Whatley, 1996 | | | * | |

Material Suplementario de:

MARÍA FERNANDA ALVAREZ *ET AL.* LOS MICROORGANISMOS QUE HABITAN LOS BAÑADOS DE DESBORDE FLUVIAL COMO INDICADORES DE LOS EFECTOS DE LA URBANIZACIÓN Y LA ACTIVIDAD AGROPECUARIA.

BIOLOGÍA ACUÁTICA. 2020;35:01-18.

Tabla 5. Hongos acuáticos identificados y su presencia en los cuatro bañados de desborde fluvial. Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Table 5. Aquatic fungi identified and their presence in the four riverine wetlands.

Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Los microorganismos que habitan los bañados de desborde fluvial como indicadores de los efectos de la urbanización y la actividad agropecuaria

Tabla 5. Hongos acuáticos identificados y su presencia en los cuatro bañados de desborde fluvial. Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

Table 5. Aquatic fungi identified and their presence in the four riverine wetlands. Chu: Chubichaminí, Caj: Cajaravillas, Gat: Del Gato, Cv: Carnaval.

| | Chu | Caj | Gat | Cv |
|--|-----|-----|-----|----|
| <i>Alatospora acuminata</i> Ingold | * | * | * | * |
| <i>Alternaria</i> sp. Nees | * | * | * | * |
| <i>Ammunicola longissima</i> (Sacc. & P. Syd.) Nadeeshan & K.D. Hyde | * | * | * | * |
| <i>Arthrinium</i> sp. Kunze | * | * | * | * |
| <i>Beltrania</i> sp. Penz. | * | * | * | * |
| <i>Beltraniella</i> sp. 1 Subram. | | * | | |
| <i>Beltraniella</i> sp. 2 Subram. | | | * | |
| <i>Bipolaris</i> sp. Shoemaker | * | * | * | * |
| <i>Bispora</i> sp. Corda | | | * | |
| <i>Brachysporium britannicum</i> S. Hughes | * | * | * | * |
| <i>Brachysporium dingleyae</i> S. Hughes | | | * | |
| <i>Brachysporium obovatum</i> (Berk.) Sacc | | | * | * |
| <i>Brachysporium</i> sp. Sacc. | * | * | * | * |
| <i>Clathroconium</i> sp. Samson & H.C. Evans | | * | | |
| <i>Clavatospora</i> sp. Sv. Nilsson | * | * | | |
| <i>Cordana</i> sp. Preuss | * | * | * | * |
| <i>Cumulospora</i> sp. I. Schmidt | | * | | |
| <i>Curvularia</i> sp. Boedijn | * | * | * | * |
| <i>Dictyoarthrinium africanum</i> S. Hughes | | * | * | * |
| <i>Dictyoarthrinium sacchari</i> (J.A. Stev.) | | * | * | * |
| <i>Dictyosporium digitatum</i> J.L. Che | | * | | |
| <i>Dictyosporium elegans</i> Corda | | * | * | |
| <i>Dictyosporium tetraseriale</i> Goh, Yanna & K.D. Hyde | | * | | |
| <i>Dictyosporium triseriale</i> Matsush | | | * | |
| <i>Dictyosporium zeylanicum</i> Petch | | * | | |
| <i>Dictyosporium</i> sp. 1 Corda indet. | * | * | * | * |
| <i>Dictyosporium</i> sp. 2 Corda indet. | | | * | * |
| <i>Diplocladiella</i> sp. G. Arnaud | | * | | * |
| <i>Diplococcium</i> sp. 1 Grove | * | * | * | * |
| <i>Diplococcium</i> sp. 2 Grove | * | * | * | * |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| <i>Diplococcium</i> sp. 3 Grove | | * | * | |
| <i>Endophragmiella biseptata</i> (Peck) S. Hughes | * | * | * | * |
| <i>Endophragmiella boothii</i> (M.B. Ellis) S. Hughes | * | | * | * |
| <i>Endophragmiella cambrensis</i> M.B. Ellis | | * | * | |
| <i>Endophragmiella globulosa</i> (B. Sutton) S. Hughes | * | * | * | * |
| <i>Fibulotaeniella</i> sp. Marvanová & Bärl. | * | * | * | * |
| <i>Flabellospora</i> sp. Alas. | | | | * |
| <i>Fusarium</i> sp. Link | * | * | * | * |
| <i>Gemmulina botryosa</i> (Descals) Descals & Marvanová | * | * | * | * |
| <i>Helicosporium</i> sp. Nees | | | | * |
| <i>Heliscella stellata</i> Ingold & V.J. Cox | * | | * | |
| <i>Lemonniera centrosphaera</i> Marvanová | | * | | |
| <i>Lemonniera</i> sp. 1 De Wild. | * | * | | * |
| <i>Lemonniera</i> sp. 2 De Wild. | * | | | * |
| <i>Lemonniera</i> sp. 3 De Wild. | | | * | |
| <i>Lemonniera</i> sp. 4 De Wild. | | | | * |
| <i>Margaritispora aquatica</i> Ingold | * | * | * | * |
| <i>Melanocephala</i> sp. S. Hughes | | | | * |
| <i>Oncopodium</i> sp. Sacc. | | * | * | * |
| <i>Pseudobeltrania</i> sp. Henn. | | | * | |
| <i>Pseudotetraploa</i> sp. Kaz. Tanaka & K. Hiray | | * | * | * |
| <i>Sigmoidea</i> sp. J.L. Crane | * | * | * | * |
| <i>Spegazzinia</i> sp. Sacc. | | * | * | * |
| <i>Sporidesmium bicolor</i> (Peck) Pound & Clem | | * | | * |
| <i>Sporidesmium coffeicola</i> M.B. Ellis | | | * | |
| <i>Sporidesmium cookei</i> (S. Hughes) M.B. Ellis | | | * | |
| <i>Sporidesmium leptosporum</i> (Sacc. & Roum.) S. Hughes | | | * | |
| <i>Sporidesmium socium</i> M.B. Ellis | * | * | * | * |
| <i>Sporidesmium</i> sp. 1 Link | * | * | | |
| <i>Sporidesmium</i> sp. 2 Link | * | * | | |
| <i>Sporidesmium</i> sp. 3 Link | | * | * | * |
| <i>Sporidesmium</i> sp. 4 Link | | * | * | * |
| <i>Stemphylium</i> sp. Wallr. | * | * | * | * |
| <i>Tetracladium marchalianum</i> De Wild | * | * | | * |
| <i>Tetraploa abortiva</i> Aramb. & Cabello | * | | * | |
| <i>Tetraploa aristata</i> Berk. & Broome | * | * | * | * |
| <i>Tetraploa ellisii</i> Cooke | * | * | * | |
| <i>Torula</i> sp. Pers. | * | * | * | * |
| <i>Tricladium anomalum</i> Ingold | * | * | | |
| <i>Tricladium patulum</i> Marvanová & Marvan | | | | * |
| <i>Tricladium</i> sp. Ingold | * | * | | * |
| <i>Tridentaria</i> sp. Preuss | | | * | * |
| <i>Triscelophorus</i> sp. Ingold | * | | * | |
| <i>Truncatella</i> sp. Steyaert | * | * | * | * |
| <i>Zalerion</i> sp. 1 R.T. Moore & Meyers | * | * | * | * |
| <i>Zalerion</i> sp. 2 R.T. Moore & Meyers | | * | * | |

Caracterización estructural y funcional de los macroinvertebrados en los bañados de desborde fluvial del área pampeana

ALBERTO RODRIGUES CAPÍTULO^{1,2,3}, LAURA ARMENDÁRIZ^{1,3}, AUGUSTO SIRI^{1,2,3}, PAULA ALTIERI^{1,2}, CAROLINA OCON^{1,2,3}, BIANCA CORTESI^{2,4}, LUDMILA RODRÍGUEZ CATANZARO^{1,2}, JUAN PABLO ZANOTTO ARPELLINO^{1,2}, MARIANELA RODRÍGUEZ^{1,2} Y MARIANO DONATO^{1,2,3}

¹Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CONICET - UNLP), La Plata, Argentina

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas Técnicas (CONICET)

³Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP

⁴Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP), CONICET - UNPSJB, Esquel, Argentina.

E-mail: acapitul@ilpla.edu.ar

RESUMEN. En este estudio se caracteriza el ensamble de macroinvertebrados en bañados de desborde fluvial de cuatro arroyos pampeanos bonaerenses con diferentes actividades en el uso del suelo (intensa horticultura y ganadería extensiva) desde un punto de vista estructural y funcional. Se aplicaron índices bióticos, ecológicos, análisis multivariados y se analizaron los ensambles de oligoquetos y quironómidos. Los mayores valores de diversidad y riqueza taxonómica de macroinvertebrados correspondieron al bañado de Chubichaminí ($H' = 1,9$; $S=19,25$). Este arroyo presentó aguas ligeramente poluidas, siendo aceptable en términos de calidad del agua. El análisis multivariado ordenó a los sitios de los bañados Del Gato y Carnaval con la mayor carga de nutrientes vinculados a los taxa más tolerantes como los dípteros Stratiomyidae, Ephydriidae y nematodos, oligoquetos y gasterópodos Physidae. La mayor diversidad y riqueza de oligoquetos se registró en los bañados del Cajaravillas y Chubichaminí en los meses cálidos y las diferencias encontradas se debieron principalmente a *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède, 1862. El ensamble de quironómidos estuvo conformado por 24 taxones pertenecientes a Chironominae, Orthocladiinae y Tanytopodinae. El género *Chironomus* Meigen fue más abundante en el A° Del Gato, correspondiendo principalmente a *C. calligraphus* Goeldi, asociado a ambientes con evidente impacto antrópico. Los sitios estudiados mostraron diferentes patrones en la proporción de grupos funcionales alimentarios sin una clara relación con el uso del suelo. Los índices aplicados en el ensamble de macroinvertebrados resultaron efectivos para evaluar el estado ecológico de los bañados analizados.

Palabras clave: Índices bióticos, grupos funcionales alimentarios, macroinvertebrados bentónicos, oligoquetos, quironómidos.

ABSTRACT. In this study, the assemblage of aquatic macroinvertebrates in the riverine wetlands (RW) of four streams in the Pampean region of Buenos Aires with different activities in land use (intensive horticulture and extensive livestock) is characterized from a structural and functional point of view. Biotic and ecological indices and multivariate analyses were applied, and the assemblages of oligochaetes and chironomids were analyzed. The highest values of diversity and taxonomic richness of macroinvertebrates corresponded to the Chubichaminí RW ($H' = 1.9$; $S = 19.25$). This RW showed slightly polluted waters, being acceptable in terms of water quality. The multivariate analysis ordered the sites of Del Gato and Carnaval RWs with the highest nutrient load associated with more tolerant taxa such as the dipterans Stratiomyidae, Ephydriidae, nematodes, oligochaetes and Physidae gastropods. The greatest diversity and richness of oligochaetes were recorded in the Cajaravillas and Chubichaminí RW in the warm months being the differences mainly due to *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède, 1862. The chironomid assemblage consisted of 24 taxa

belonging to Chironominae, Orthoclaadiinae and Tanypodinae. The genus *Chironomus* Meigen was more abundant in Del Gato RW, corresponding mainly to *C. calligraphus* Goeldi, associated with environments with evident anthropic impact. The RWs studied showed different patterns in the proportion of functional feeding groups without a clear relation with land use. The indexes applied to the macroinvertebrate assemblage were effective in evaluating the ecological status of the analysed RWs.

Keywords: Biotic indices, benthic macroinvertebrates, chironomids, functional feeding groups, oligochaetes.

INTRODUCCIÓN

Los bañados o humedales de desborde fluvial son ambientes transicionales de perímetro indefinido, inundables, con abundante vegetación emergente conformada por comunidades serales, con escaso desarrollo de poblaciones limnéticas donde la inestabilidad es la norma evidenciando el ritmo anual por la sucesión de aspectos ligada a los cambios estacionales visibles en la cobertura vegetal. Las aguas pluviales o de rebalse quedan retenidas en depresiones poco pronunciadas del terreno permitiendo y condicionando la existencia de vegetación del tipo palustre o de suelo muy húmedo (pajonal) (Ringuelet, 1962). En los bañados la retención de sedimentos, nutrientes y otras sustancias contaminantes exógenas, suelen mejorar la calidad del hábitat permitiendo albergar en una variada vegetación acuática, una importante diversidad de meso y macrofauna, que actúan como fuente de alimento para otros grupos faunísticos superiores tales como anfibios, reptiles, aves y mamíferos (Neiff, 2001; Rodrigues Capítulo *et al.*, 2009; Gómez *et al.*, 2016; Armendáriz *et al.*, 2017). Una gran diversidad de invertebrados acuáticos encuentra en estos hábitats un sitio óptimo para cumplir con el desarrollo de sus ciclos vitales e integran una parte importante de la composición biológica y de las tramas tróficas de esta zona de desborde de los ríos (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2004; 2010).

En las últimas décadas la limnología ha utilizado los ensambles de macroinvertebrados del bentos como una herramienta para la evaluación de la salud de los ríos (Armitage *et al.*, 1983). Particularmente han resultado muy eficientes para reflejar contaminaciones puntuales o difusas que a veces no pueden ser detectadas por otra metodología. Las principales

ventajas de utilizar a los macroinvertebrados como indicadores biológicos son que estos organismos están ampliamente distribuidos en diversos tipos de humedales y, cumplen todo o parte de su ciclo de vida en estos hábitats, por lo que son afectados (Barbour *et al.*, 1999). Por otra parte, cumplen un rol fundamental en las redes tróficas (U.S. EPA, 2015). El uso de indicadores biológicos para la evaluación de las modificaciones en las condiciones del hábitat constituye una herramienta útil en la prevención de pérdida de especies (Ocon y Rodrigues Capítulo, 2004).

La complejidad de los ensambles de invertebrados puede ser estudiada desde perspectivas estructurales o funcionales. Sin embargo, muchos autores han resaltado que los estudios integrados son más apropiados para establecer los patrones de biodiversidad y para entender las variaciones de la diversidad específica (Zilli *et al.*, 2008a). Si bien algunos índices se basan solamente en la riqueza y diversidad de especies, otros índices priorizan la presencia de determinadas especies en función de su sensibilidad a la calidad del agua. En los ambientes lóticos pampeanos se han utilizado diversos índices basados en macroinvertebrados, tales como IBPAMP (Índice Biótico Pampeano) y los scores: IMRP (Índice de Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos), además del PBMWP (Pampean Biomonitoring Working Party) adaptado para ríos de la llanura pampeana y su score medio ASTP (Average Score per Taxon) (Rodrigues Capítulo, 1999; Rodrigues Capítulo *et al.*, 2006, 2008, 2009).

Dentro de la comunidad bentónica los anélidos oligoquetos desempeñan un papel preponderante en los ecosistemas de aguas continentales, y a menudo, representan uno de los grupos más diverso y abundante (Wetzel *et al.*, 2006). Su valor ecológico incluye su

participación en los ciclos de nutrientes y en los procesos de flujo de energía (Pelegri & Blackburn, 1995; Vorobyev *et al.*, 2010), su impacto en la estructura de los sedimentos y su importancia en la red trófica acuática. Su larga historia como indicadores de la condición ambiental y su uso en el monitoreo de los ecosistemas acuáticos han hecho de ellos un taxón imprescindible en la práctica de biomonitoreos de ambientes dulceacuícolas (Lafont *et al.*, 2001; Krodkiewska & Michalik-Kucharz, 2009; Marchese, 2009; Armendáriz *et al.*, 2011; Rodríguez & Reynoldson, 2011). Por otro lado, la familia Chironomidae (Insecta: Diptera) es un grupo cosmopolita, cuyos estados inmaduros se encuentran en prácticamente todos los ambientes acuáticos. Generalmente representan otro de los grupos de macroinvertebrados más abundantes y con mayor riqueza taxonómica en los diferentes limnótopos (Ferrington, 2008). Se encuentran en una gran diversidad de nichos y cumplen un rol fundamental en las redes tróficas al consumir y reciclar materia orgánica, siendo un nexo entre los recursos basales y los consumidores secundarios (Pinder, 1986). Sus especies presentan diferentes tolerancias a los gradientes ambientales, así como a los impactos antropogénicos. De esta manera, los quironómidos también son utilizados ampliamente en los estudios de monitoreo, protección y conservación de ambientes acuáticos (Paggi, 1999; Cortese *et al.*, 2019; Cortelezzi *et al.*, 2020).

Las respuestas funcionales de los invertebrados permiten conocer y comprender diferentes procesos que tienen lugar en un ecosistema acuático, convirtiéndose en indicadores de su integridad (Bunn *et al.*, 1999). Entre estas respuestas, las estrategias alimentarias reflejan las adaptaciones de las especies a las condiciones ambientales imperantes y su variación puede indicar cambios en dichas condiciones. En este sentido, el incremento de la influencia humana sobre los ecosistemas acuáticos, tanto en forma directa como indirecta, puede causar cambios en la alimentación de los organismos (Fenoglio *et al.*, 2005), pudiendo aún alterar la composición de los ensamblajes. Establecer los grupos funcionales alimentarios para un determinado ambiente permite caracterizar el flujo de materia y energía entre dichos grupos

dentro del ensamble.

El objetivo del trabajo fue caracterizar el ensamble de macroinvertebrados presentes en bañados de desborde fluvial de arroyos de llanura con diferente uso del suelo, desde un punto de vista estructural y funcional. Por otra parte, se propuso valorar la calidad ecológica de estos ambientes mediante la aplicación de índices bióticos, ecológicos y análisis multivariados. Se analizaron en particular los oligoquetos y quironómidos del complejo bentónico para observar posibles diferencias de estos taxa en los sitios previos y posteriores a los bañados en estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y caracterización

Para el presente estudio, se realizaron cuatro muestreos estacionales (otoño, invierno y primavera de 2017 y verano de 2018) en cuatro bañados del área pampeana, Buenos Aires, Argentina (Figura 1). Los bañados del A° Del Gato (34°58'49.52" S, 58°3'10.70" W) y del A° Carnaval (34°55'5.33" S, 58°6'32.24" W) presentan intensa actividad de horticultura y agricultura en sus cuencas mientras que los bañados del A° Cajaravillas (35°2'44.52" S, 57° 48'43.41" W) y el del A° Chubichaminí (35°7'44.50" S, 57°41'51.95" W) se encuentran en áreas con ganadería extensiva sobre pasturas naturales.

En cada muestreo se registraron *in situ* parámetros fisicoquímicos de rutina con sensores multiparamétricos (HORIBA): oxígeno disuelto, % de saturación de oxígeno, conductividad, pH, temperatura y turbidez. A partir de muestras de agua, en el laboratorio de química del ILPLA se determinaron, según la metodología propuesta por APHA (1998), los siguientes parámetros: demanda bioquímica de oxígeno (incubación de la muestra durante cinco días a 20°C y cálculo de la diferencia de oxígeno disuelto inicial y final), demanda química de oxígeno (método de reflujo con dicromato de potasio), nitritos (diazotación), nitratos (espectrofotometría por reducción a nitrito en una columna de cadmio), amonio (método de Azul de Indofenol), fosfatos (formación de fosfomolibdato por reducción con ácido ascórbico). La tabulación de esta información



Figura 1. Bañados de la zona de estudio fotografiados durante un muestreo de verano. **a:** Chubichaminí; **b:** Cajaravillas; **c:** Carnaval y **d:** Del Gato.

Figure 1. Riverine wetlands in the study area photographed during a summer sampling. **a:** Chubichaminí; **b:** Cajaravillas; **c:** Carnaval y **d:** Del Gato.

puede observarse en los anexos del artículo de Rodrigues Capítulo *et al.*, (2020) según las diferentes estaciones climáticas, con excepción del A° Carnaval que no pudo muestrearse en febrero de 2018 por falta de caudal de agua a causa de la intensa sequía zonal.

Tareas de campo y laboratorio

Para el estudio de los macroinvertebrados se extrajeron muestras triplicadas del sedimento con una draga Ekman (100 cm²) de cada sitio. El material se fijó en el campo con 5% de formaldehído. A su vez para la recolección de los quironómidos se tomaron muestras utilizando redes "D-net" en un cuadrante de 40 x 40 cm, las que fueron fijadas con etanol al 70%.

Para el caso particular de los oligoquetos y quironómidos se consideró la extracción de muestras en los bañados propiamente dichos, pero también en los tramos del arroyo previo y posterior a los mismos, con el fin de observar posibles diferencias en la estructuración de estos dos taxa por efecto del tramo estudiado. En el laboratorio las muestras del sedimento fueron lavadas con tamices de 500 µm de

apertura de malla para retener los invertebrados junto al material más grueso. El material retenido fue separado bajo una lupa binocular previamente teñido con eritrosina B, para su identificación taxonómica con bibliografía especializada (Domínguez y Fernández, 2009, Lopretto y Tell, 1995 y Merritt *et al.*, 2008), hasta el menor nivel de identificación posible para su posterior cuantificación. Particularmente para la determinación taxonómica de los oligoquetos y quironómidos se realizó un análisis más específico. Los oligoquetos se montaron en portaobjetos y clarificaron con una mezcla de ácido láctico y glicerina (50/50). Se identificaron usando un microscopio compuesto al nivel taxonómico más bajo posible de acuerdo con Brinkhurst & Marchese (1992) y la International Commission on Zoological Nomenclature (Opinion 2167, 2007). Los ejemplares de Enchytraeidae solo fueron reconocidos como morfotipos (Schmelz & Collado, 2010) ya que al momento no hay claves de la familia disponibles para la región. Las larvas de quironómidos previamente separadas fueron preparadas siguiendo la metodología descrita en Epler (2001). La identificación de las larvas fue

realizada utilizando las claves de Epler (2001) y Silva *et al.* (2018) hasta el nivel taxonómico de género, debido a que su diferenciación a nivel de especies, en gran parte de los casos no es precisa a través del uso de esos estadios.

Análisis de datos

Para observar la estructuración de los ensamblajes de macroinvertebrados presentes en el complejo bentónico a partir de los datos obtenidos se estimaron la densidad, el número de taxa, la diversidad de Shannon-Wiener (H') y la equitabilidad de Pielou (J) para el ensamblaje en general, y para oligoquetos y quironómidos en particular. Para este último ensamblaje también se utilizó la distancia taxonómica propuesto por Clarke & Warwick (1998, 1999).

Para analizar el ensamblaje de los oligoquetos se aplicó el índice de similitud de Bray-Curtis. Se realizó un test de permutación (ANOSIM) a dos vías cruzado para testear la hipótesis de diferencias en la composición de los ensamblajes con respecto a: a) los cuatro bañados analizados y b) los tres tramos (prebañado, bañado, postbañado) estudiados en cada caso. Para determinar la contribución de las especies a las diferencias entre los grupos analizados se aplicó la rutina SIMPER (Gómez-Lemos *et al.*, 2010). Para el ensamblaje de quironómidos se realizó un Non Metric Multidimensional Scaling (NMDS). Para determinar las diferencias estadísticas entre los grupos obtenidos a partir del análisis NMDS, se realizó un test de permutación (ANOSIM) de una vía, con una permutación de 9999 y nivel de significancia de $p < 0,05$.

Para estimar aquellos quironómidos que mayormente contribuyeron a las disimilitudes observadas se realizó un análisis SIMPER. Todos estos análisis se realizaron con el programa PAST (PAleontologicalSTatistics, versión 4.01, Hammer *et al.*, 2001).

Con el propósito de determinar la calidad del agua a partir del ensamble de macroinvertebrados se aplicaron varios índices bióticos tales como el IBPAMP (Índice Biótico Pampeano) (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001), el PBMWP (Pampean Biomonitoring Working Party) y su score ASPT (Average Score Per Taxon) (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2006, 2008) derivados del IBMWP (para ríos Ibéricos de Alba Tercedor, *et al.* (2002) con el agregado de familias de macroinvertebrados de la Ecorregión Pampa. Para el ordenamiento de los datos de los bañados según los diversos índices bióticos utilizados para los ensamblajes de macroinvertebrados se adjunta una tabla de referencia (Tabla 1), donde se detallan los valores entre los que fluctúan cada uno y sus respectivas clases de calidad ecológica.

Con el fin de analizar la relación entre las variables ambientales y el ensamblaje de macroinvertebrados para los diferentes sitios de estudio, se utilizaron análisis multivariados. Para observar si las variables en su conjunto respondían a un modelo lineal (RDA: Redundance Analysis) o unimodal (CCA Canonical Correspondence Analysis) se realizó un DCCA (Detrended Correspondence Canonical Analysis) utilizando el Programa CANOCO (Windows) (ter Braak (1986); ter Braak & Verdonschot (1995) con el fin de determinar la longitud del gradiente y optar por algunos de los métodos antes mencionados (Zornoza, 2015).

Tabla 1. Valores de los índices bióticos y su significado de calidad de aguas.

Table 1. Values of biotic indices and their meaning of water quality.

| Clases | Calidad | IBPAMP | PBMWP | ASPT | Significado |
|--------|-------------|--------|---------|---------|---|
| I | Buena | > 14 | > 125 | >4,3 | Aguas muy limpias |
| II | Aceptable | 10-13 | 111-125 | 3,8-4,2 | Aguas no contaminadas |
| III | Dudosa | 8-9 | 91-110 | 3,0-3,7 | Aguas donde se evidencian algunos efectos de la contaminación |
| IV | Critica | 6-7 | 51-70 | 2,6-2,9 | Aguas moderadamente contaminadas |
| V | Muy crítica | 4-5 | 15-50 | 2,1-2,5 | Aguas muy contaminadas |
| | | 1-3 | <15 | 1-2,0 | Aguas fuertemente contaminadas |

Luego se realizó un análisis ponderado de los taxa con el propósito de evaluar las relaciones entre los conjuntos de invertebrados bentónicos y las variables ambientales. El ajuste de los análisis mencionados fue realizado mediante la prueba de Monte Carlo considerando la significancia del primer eje y el total de éstos. Los macroinvertebrados hallados en los diferentes sitios fueron asignados a su correspondiente grupo funcional alimentario (GFA) de acuerdo con las categorías definidas

por Cummins (1973), Merritt & Cummins (1996), Cummins *et al.* (2005), Merritt *et al.* (2008), Ramírez & Gutiérrez Fonseca (2014), Zilli *et al.* (2008b) y a observaciones previas de los autores (Tabla 2). A partir de la densidad de los organismos presentes se obtuvo la proporción de grupos funcionales alimentarios para cada arroyo.

Tabla 2. Macroinvertebrados registrados en los arroyos estudiados: Chubichamini (CH), Cajaravillas (CJ), Carnaval (CR) y Del Gato (GA). Las abreviaturas (Abr.) de los taxa son las usadas en la Figura 6. En negrita se indican algunos taxa que fueron utilizados para aplicar índices bióticos. GFA: grupos funcionales alimentarios más comunes asignados a cada taxón. D: depredador; C-R: colector-recolector; C-F: colector-filtrador; R: raspador y F: fragmentador.

Table 2. Macroinvertebrates recorded in the streams studied: Chubichamini (CH), Cajaravillas (CJ), Carnaval (CR) and Del Gato (GA). The abbreviations (Abr.) of the taxa are those used in Figure 6. Some taxa that were used to apply biotic indices are indicated in bold. GFA: the most common food functional groups assigned to each taxon are indicated. D: predator; C-R: gathering-collector; C-F: collector-filter; R: scraper and F: shredders.

| Taxa | Abr. | GFA | CH | CJ | CR | GA | Taxa | Abr. | GFA | CH | CJ | CR | GA |
|-----------------------|----------|-----|----|----|----|----|-----------------------|----------|-----|----|----|----|----|
| Hydridae | Hydr | D | x | | | | Palaemon | | C-R | x | | | |
| TURBELARIA | Turbel | D | x | | x | x | Isotomidae | Isotomi | C-R | x | x | x | x |
| <i>Girardia</i> | Girardia | D | x | x | | | Entomobridae | Entom | C-R | | | | x |
| <i>Temnocephala</i> | Temno | D | | x | | | Coenagrionidae | Coenagri | D | x | x | x | x |
| NEMERTEA | Nemertea | D | x | | x | | Libellulidae | Libellul | D | | x | | |
| NEMATODA | Nemat | - | x | x | x | x | Gomphidae | Gomph | D | | | | |
| OLIGOCHAETA | Olig | C-R | x | x | x | x | <i>Caenis</i> | Caenis | C-R | x | x | x | |
| HIRUDINEA | Hirud | D | x | x | x | x | <i>Americabaetis</i> | America | C-R | x | x | x | |
| <i>Eupera</i> | Eupera | C-F | x | x | x | | <i>Campsurus</i> | Campsur | C-F | x | | | |
| <i>Pisidium</i> | Pisidium | C-F | x | x | x | | Chironomidae | Chiron | C-R | x | x | x | x |
| <i>Musculium</i> | Muscul | C-F | x | | | | Ceratopogonidae | Ceratop | C-R | x | x | x | |
| <i>Diplodon</i> | Dipl | C-F | x | | | | Stratiomyidae | Stratiom | C-R | | x | | x |
| <i>Biomphalaria</i> | Biomph | R | | x | | | Sciomyzidae | | D | | | | x |
| <i>Physa</i> | Physa | R | | | x | x | Ephyridae | Ephyd | C-R | x | | x | |
| <i>Uncancylus</i> | Uncancy | R | x | x | x | x | Muscidae | | C-R | | | | x |
| <i>Hebetangylus</i> | Hebet | R | | x | | | Simuliidae | Simulida | C-F | x | | | |
| <i>Pomacea</i> | Pomacea | R | x | | x | x | Hydrophilidae | Hydrophi | C-R | x | x | | |
| <i>Drepanotrema</i> | Drep | R | x | x | x | x | <i>Berosus</i> | Berosus | C-R | x | x | | |
| <i>Heleobia</i> | Hele | R | x | x | x | x | Elmidae | Elmidae | R | x | | | |
| CYCLOPOIDA | Cycl | D | x | x | x | x | Dytiscidae | Dytis | D | x | | | x |
| CLADOCERA | Clad | C-F | x | x | | | Belostomatidae | | D | | | | x |
| <i>Argulus</i> | Argul | D | x | | | | Corixidae | Corixida | D | x | x | x | |
| OSTRACODA | Ostr | C-F | x | x | | x | <i>Hydroptila</i> | Hydropti | C-R | x | | | |
| <i>Hyalella</i> | Hyalella | F | x | x | | x | HYDRACHNIDIA | Hydrac | D | x | x | x | x |
| <i>Silviocarcinus</i> | Silvioca | C-R | x | | | | | | | | | | |

RESULTADOS

Ensamble de macroinvertebrados

El registro de los taxa de macroinvertebrados (con diferentes niveles de identificación taxonómica) entre los cuatro bañados de desborde fluvial, y considerando cuatro muestreos realizados, se dispuso en la Tabla 2.

La densidad media de los macroinvertebrados (y microcrustáceos retenidos en tamices de 500 μm) fue en general diferente para los cuatro bañados estudiados. Las mayores densidades medias correspondieron a los bañados del A° Carnaval y Chubichaminí que superaron los 40000 ind./m², en tanto que el bañado del A° Cajaravillas albergó alrededor de 16000 ind./m² y el del A° Del Gato con algo menos de 6000 ind./m². En todos los casos los taxa dominantes numéricamente fueron los oligoquetos seguidos por los bivalvos y dípteros en el caso del Chubichaminí, por los macrocrustáceos en el Cajaravillas, por los bivalvos y gasterópodos en el Carnaval y por los microcrustáceos en el Del Gato (Figura 2).

Los mayores valores estimados de diversidad (H') y riqueza (S) taxonómica correspondieron al bañado Chubichaminí ($H' = 1,9$; $S = 19,25$), seguido por los del Cajaravillas ($H' = 1,86$; $S = 17,5$), el Carnaval ($H' = 1,76$ $S = 18,7$), y por último los del bañado Del Gato ($H' = 1,54$; $S = 11,3$). En cuanto a la equitatividad los cuatro bañados presentaron valores similares ($J = 0,63$), (Figura 3).

Los resultados promedio estimados para los índices bióticos reflejaron mayores diferencias entre los bañados en el mismo orden señalado para los valores de diversidad. El bañado del A° Chubichaminí manifestó un estado aceptable y con leves efectos de contaminación en cuanto a la calidad del agua en base al ensamble de los macroinvertebrados (sin considerar la mayoría de aquellos taxa presentes en macrófitas) reflejado por los índices PBMWP, IBPAMP y ASPT (Figura 4). Los desvíos estándar presentan una fluctuación que seguramente indica diferencias estacionales entre los muestreos. Con relación a los bañados de los arroyos Cajaravillas y Carnaval los valores de los índices son aproximadamente los mismos reflejando una característica moderadamente poluída o

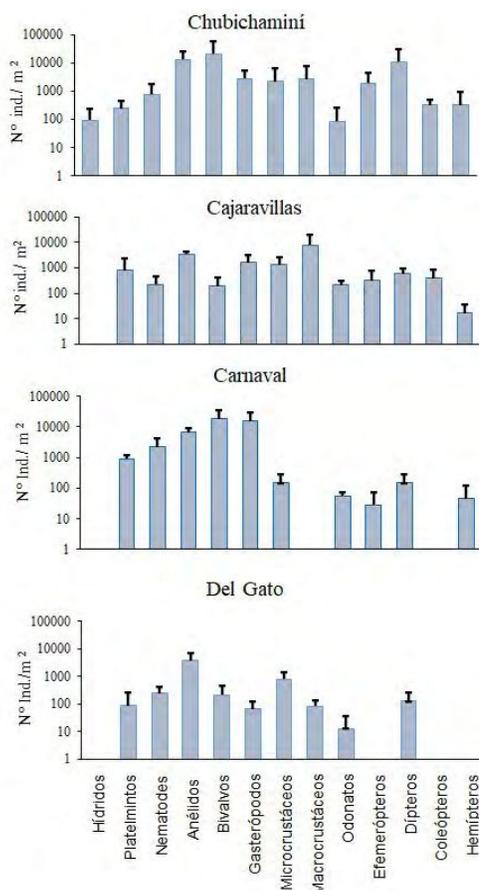


Figura 2. Densidad promedio (ind./m²+ DS) en escala logarítmica de los taxa dominantes de invertebrados bentónicos de los bañados de desborde fluvial en las cuatro estaciones de muestreo.

Figure 2. Average density (ind./m²+SD) on a logarithmic scale of the dominant taxa of benthic invertebrates in the riverine wetlands in the four sampling stations.

contaminada. En cambio, en el bañado del Del Gato los tres índices indican aguas fuertemente poluídas o muy contaminadas (Figura 4).

Taxa y variables ambientales

Debido a que el valor obtenido de la longitud de gradientes del análisis del DCCA fue 3,25 (Tabla 2) se utilizó un análisis CCA para el tratamiento del conjunto de datos correspondientes a las variables ambientales, sitios y macroinvertebrados. Las variables elegidas, luego de descartar aquellas que tenían alta colinealidad y valores de inflación

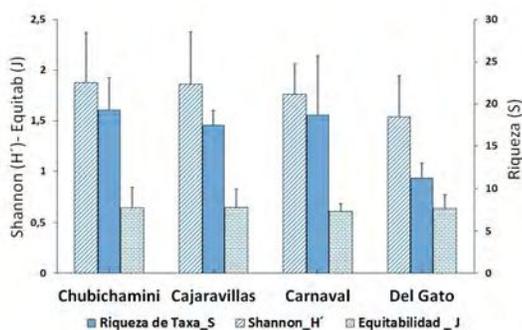


Figura 3. Promedio (+DS) de los Índices de diversidad de Shannon -Wiener (H'), riqueza taxonómica (S) y equitabilidad (J).

Figure 3. Average and (+SD) of the Shannon -Wiener diversity indices (H'), taxonomic richness (S) and equitability (J).

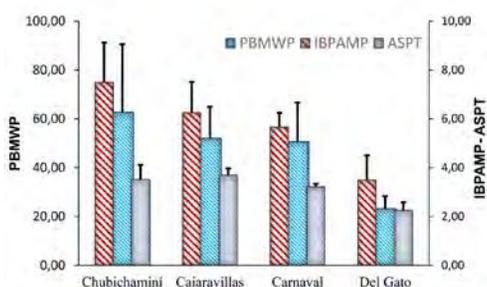


Figura 4. Valores medios (+ DS) de los índices bióticos PBMWP, IBPAMP y su score medio ASPT en los cuatro bañados analizados.

Figure 4. Mean values (+ SD) of the biotic indices PBMWP, IBPAMP and their mean ASPT score in the four analyzed riverine wetlands.

superiores a 20 fueron: temperatura ($^{\circ}C$), conductividad (cond), % de saturación de oxígeno disuelto (% OD), turbidez (turb), total de sólidos en suspensión (TDS), fosfatos ($P-PO_4$), nitratos ($N-NO_3$), nitritos ($N-NO_2$), nitrógeno total (Ntotal) y amonio ($N-NH_4$).

El porcentaje explicado de la varianza para la relación especies- variables ambientales para el Eje I fue de 28% y para el eje II 24,7% alcanzando el 84,5% en los cuatro primeros ejes con alta significación estadística de acuerdo con la prueba de Montecarlo (0,016 para el primer eje, y 0,002 para el conjunto de los ejes canónicos, Tabla 3). Los dos primeros ejes del CCA fueron representados en un gráfico de ordenamiento de las variables ambientales y los sitios de muestreo (Figura 5) y el ordenamiento de los

taxa respecto de los sitios puede verse en la Figura 6.

En el cuadrante conformado por el lado positivo del eje I y negativo del eje II, donde adquirieron importancia las variables TSD, $N-NH_4$, $P-PO_4$ y N Total, se ubicaron la mayoría de los sitios correspondientes a los bañados de los arroyos Del Gato y Carnaval, si bien también se ordenaron hacia el extremo derecho del eje I con mayor influencia de los nitritos las estaciones muestreadas en verano del A° Chubichamini. En este sector predominaron los taxa de organismos más tolerantes a la perturbación como los dípteros Stratiomyidae y Ephydriidae, los nematodos, los oligoquetos, los gasterópodos Physidae, Hydrobiidae (*Heleobia* sp.), *Drepanotrema* sp., los Ancyliidae, los coleópteros Dytiscidae y los ácaros Hydrachnida. En el cuadrante negativo de los dos ejes, donde la principal variable fue la turbidez, además de las variables que actúan sobre el eje I en su parte negativa ($T^{\circ}C$ y %OD) se ubicó el bañado del A° Chubichamini de primavera donde predominaron los Coleópteros Elmidae, los efemerópteros *Americabaetis* sp. y *Campsurus* sp., los tricópteros Hydroptilidae, los bivalvos *Pisidium* sp. y *Musculium* sp. y también los Chironomidae. En invierno este sitio se dispuso sobre el eje II y se ubicaron los bivalvos *Eupera* sp. y *Diplodon delodontus* (Lamarck, 1819) y el

Tabla 3. Resumen de los valores obtenidos para el Análisis DCCA y CCA de los bañados en estudio. LC: longitud del gradiente. IT: inercia total. Corr. sp. var. amb.: correlación entre especies y variables ambientales. %ac. var. rel. sp. var. amb.: porcentaje acumulado de la varianza de la relación entre especies y variables ambientales.

Table 3. Summary of the values obtained for the DCCA and CCA analysis of the studied riverine wetlands. LC: gradient length. IT: total inertia. Corr. sp. var. amb.: correlation between species and environmental variables. %ac. var. rel. sp. var. amb.: cumulative percentage of the variance of the relationship between species and environmental variables.

| Ejes | I | II | III | IV | IT |
|--|-------|-------|-------|-------|------|
| LC (DCCA) | 3,255 | 2,117 | 1,479 | 1,609 | |
| Resumen CCA | | | | | |
| Autovalores | 0,631 | 0,555 | 0,407 | 0,304 | 2,49 |
| Corr. sp var. amb. | 0,989 | 0,984 | 0,975 | 0,972 | |
| %ac. var. rel. sp. var. amb. | 28,1 | 52,8 | 70,9 | 84,5 | |
| Test Montecarlo 1 eje canónico, P-valor=0,016 y total de ejes P-valor= 0 0,002 | | | | | |

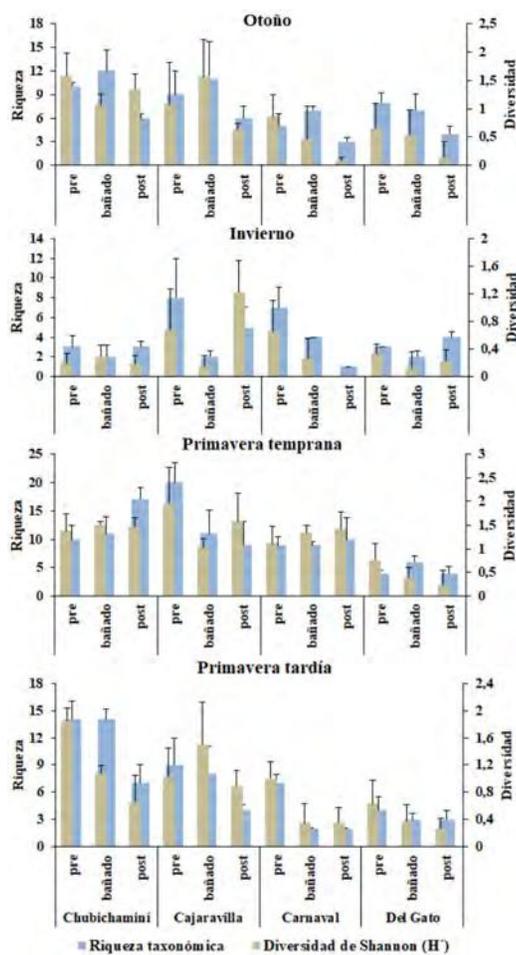


Figura 7. Riqueza específica y diversidad de Shannon-Wiener del ensamble de oligoquetos bentónicos en los sitios estudiados de los arroyos analizados.

Figure 7. Specific richness and Shannon-Wiener diversity of the benthic oligochaete assemblage in the studied sections of the analyzed streams.

en los meses cálidos, pero sólo en el bañado del A° Cajaravillas.

En la Tabla 4 se exponen los valores del análisis SIMPER donde se indican los taxa de oligoquetos que más contribuyeron a la disimilitud entre los arroyos estudiados (disimilitud promedio: 61,33). Los tramos analizados (prebañado, bañado y posbañado) presentaron diferencias entre sí (disimilitud promedio: 68,73) principalmente debido a los taxa listados en la Tabla 5.

En el ensamble de quironómidos se colectaron 24 taxones pertenecientes a las subfamilias Chironominae (n=10), Orthocladiinae (n=8) y Tanypodinae (n=6). Los géneros

Tabla 4. Análisis SIMPER del ensamble de oligoquetos. Taxa que contribuyeron en mayor medida a la disimilitud entre los bañados de los arroyos analizados. DP: disimilitud promedio; % Con.: porcentaje de contribución; % Ac.: porcentaje acumulado.

Table 4. SIMPER analysis of the oligochaete assemblage. Taxa that most contributed to the dissimilarity between the analyzed RWs.

| Taxon | DS | % Con. | % Ac. |
|--|-------|--------|-------|
| <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> | 37,85 | 61,72 | 61,72 |
| <i>Aeolosoma</i> sp | 6,98 | 11,39 | 73,11 |
| <i>Tubifex tubifex</i> | 6,08 | 9,92 | 83,03 |
| <i>Bothrioneurum americanum</i> Beddard, 1894 | 2,16 | 3,52 | 86,55 |
| <i>Enchytraeidae</i> sp 1 | 1,91 | 3,12 | 89,67 |
| <i>Limnodrilus neotropicus</i> Cernovsytov, 1939 | 1,88 | 3,069 | 92,74 |
| <i>Nais pardalis</i> Piguét, 1906 | 1,18 | 1,925 | 94,66 |
| <i>Dero digitata</i> (Müller, 1773) | 0,67 | 1,086 | 95,75 |

Tabla 5. Análisis SIMPER del ensamble de oligoquetos. Taxa que contribuyeron en mayor medida a la disimilitud entre los tramos (prebañado, bañado y postbañado) analizados. DP: disimilitud promedio; % Con.: porcentaje de contribución; % Ac.: porcentaje acumulado.

Table 5. SIMPER analysis of the oligochaete assemblage. Taxa that most contributed to the dissimilarity between the sections analyzed.

| Taxon | DP | % Con. | % Ac. |
|----------------------------------|-------|--------|-------|
| <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> | 35,74 | 52,01 | 52,01 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udekem 1885 | 5,94 | 8,64 | 60,65 |
| <i>Aulodrilus pigueti</i> | 4,59 | 6,67 | 67,32 |
| <i>Tubifex tubifex</i> | 4,57 | 6,65 | 73,97 |
| <i>Bothrioneurum americanum</i> | 2,35 | 3,42 | 77,39 |
| <i>Aeolosoma</i> sp | 2,29 | 3,33 | 80,72 |
| <i>Dero digitata</i> | 2,02 | 2,94 | 83,65 |
| <i>Enchytraeidae</i> sp 1 | 1,91 | 2,78 | 86,44 |

Chironomus Meigen, *Goeldichironomus* Fittkau, *Parachironomus* Lenz, *Polypedilum* Kieffer, *Rheotanytarsus* Thienemann et Bause, *Tanytarsus* van der Wulp, *Coelotanytus* Kieffer, *Labrundinia* Fittkau y *Thienemanniella* Kieffer estuvieron presentes en todos los ambientes, aunque para algunos géneros sus proporciones han variado en los diferentes arroyos. El género *Chironomus* fue más abundante en el arroyo Del Gato. A partir de las larvas de 4to estadio de *Chironomus* colectados en este arroyo, se pudo corroborar que la mayor parte corresponden a *C. calligraphus* Goeldi (Figura 8). El análisis de los datos por sitio de muestreo aplicando NMDS dio como resultado que no existe agrupamiento

alguno entre los quironómidos ya sea por estación o bien por sitio de muestreo. A partir de esto, y una vez realizado un nuevo análisis con NMDS unificando los datos por arroyo y estación del año se observó que el A° Del Gato se separa del resto de los sistemas en estudio (Figura 9).

Dado que a partir de este análisis se observa que en cada estación del año los arroyos Del Gato y Carnaval se agrupan y en menor medida los arroyos Chubichamini y Cajaravillas, se procedió a realizar un ANOSIM de una vía, con una permutación de 9999, para determinar las

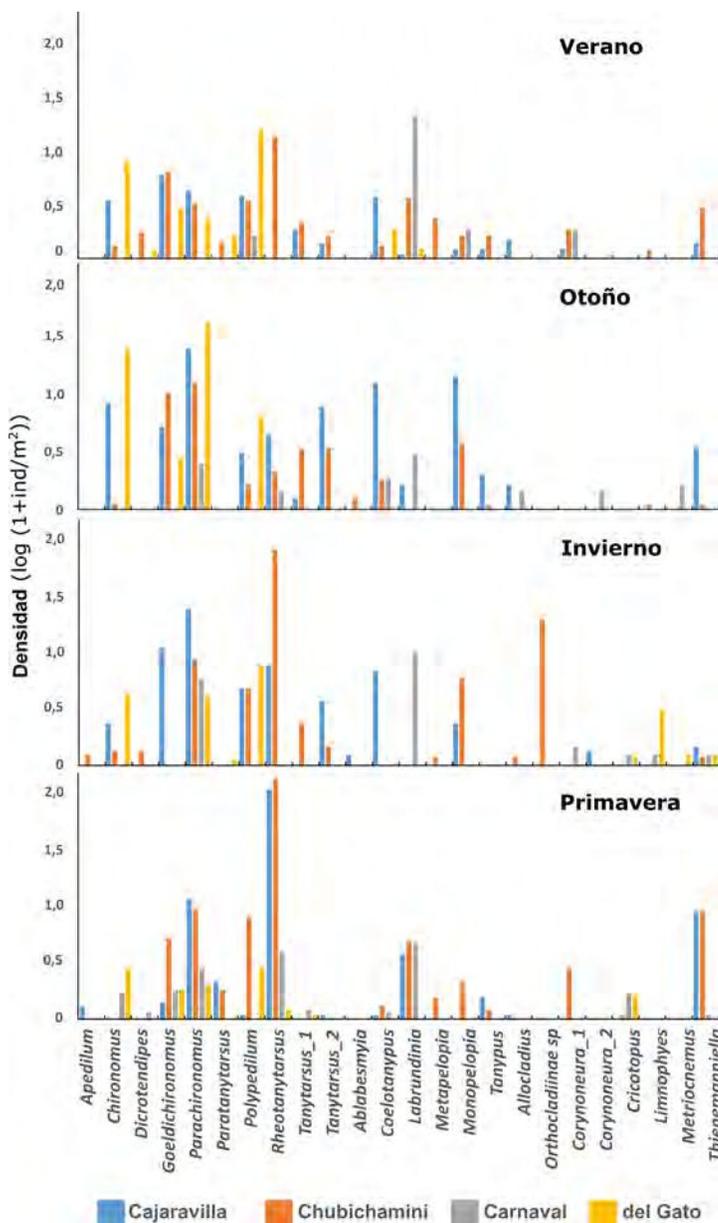


Figura 8. Densidad (escala logarítmica) del N° ind./m² de los géneros de Chironomidae según los bañados de los diferentes arroyos estudiados.

Figure 8. Density (logarithmic scale) of the N° ind./m² of the genera of Chironomidae according to the RWs of the different streams studied.

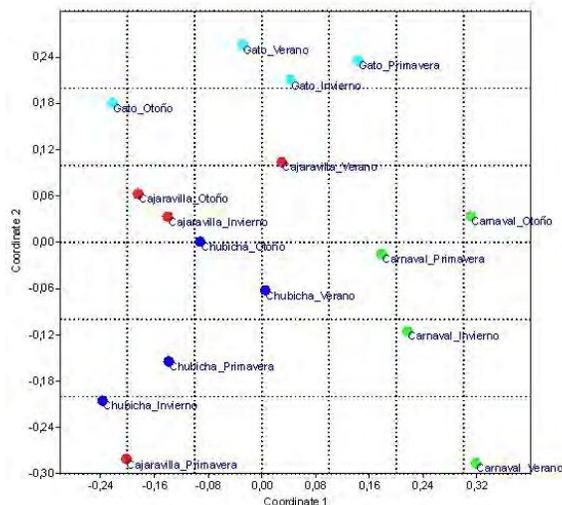


Figura 9. Análisis con NMDS de los quironómidos unificando los datos por arroyo y estación del año.
Figure 9. NMDS analysis of chironomids unifying data by stream and season of the year.

diferencias estadísticas entre los grupos con un nivel de significancia $p < 0,05$ entre los arroyos. Como resultado se puede observar en la Tabla 7 que no existen diferencias significativas entre los arroyos (valores de $p > 0,05$), si bien los valores de R entre los mismos son cercanos a 1 excepto para los bañados de los arroyos Chubichamini y Cajaravillas, Del Gato y Cajaravillas. Para estimar aquellos taxa que mayormente contribuyeron a las disimilitudes observadas se realizó un análisis SIMPER (Tabla 8). El taxón que más contribuyó a la disimilitud fue *Rheotanytarsus*, cuyas larvas a menudo se asocian con comunidades de plantas acuáticas, donde construyen tubos en hojas y tallos. En aquellos pares de arroyos que presentaron valores de $R > 0,7$ se realizó un análisis SIMPER con el fin de determinar los taxa que más contribuyeron a dicha disimilitud. En general se mantuvieron los mismos resultados que los obtenidos en el análisis total, excepto en el par A° Carnaval- A° Del Gato donde el taxón más importante fue *Labrundinia*.

La riqueza (S) anual fue más alta en los arroyos con menor grado de perturbación (Tabla 6; Figura 10). A pesar de ello, los valores de diversidad (H') no muestran una disminución en aquellos arroyos con mayor perturbación e inclusive los índices de equitabilidad y dominancia son congruentes entre sí, donde expresan un ensamble con pocos individuos

por especie, sin ninguna especie dominando. En donde existen diferencias entre los arroyos de menor perturbación contra los más afectados, es en la densidad de individuos y en la composición de especies (Figura 8). El índice de distancia taxonómica presentó su valor más bajo en el bañado del A° Del Gato (Tabla 6). Por otro lado, se observaron mayores valores de riqueza taxonómica y de diversidad (H') en los arroyos Cajaravillas y Chubichamini en verano y otoño, mientras que en invierno y primavera los valores fueron similares en todos los arroyos (Tabla 6; Figura 10).

Tabla 6. Densidad e índices de diversidad, dominancia, equitabilidad y distancia taxonómica de las larvas de ensamble de Chironomidae. Chubichamini (CH), Cajaravillas (CJ), Carnaval (CR) y Del Gato (GA).

Table 6. Density and indices of diversity, dominance, equitability and taxonomic distance of the assemblage larvae of Chironomidae. Chubichamini (CH), Cajaravillas (CJ), Carnaval (CR), and Del Gato (GA).

| | CH | CJ | CR | GA |
|---------------------------------|------|------|------|------|
| Taxa (S) | 22 | 18 | 17 | 14 |
| Densidad (Ind./m ²) | 432 | 444 | 85 | 185 |
| Dominancia (D) | 0,33 | 0,24 | 0,43 | 0,29 |
| Diversidad (H') | 1,74 | 1,86 | 1,43 | 1,43 |
| Evenness e^H/S | 0,26 | 0,36 | 0,25 | 0,30 |
| Equitabilidad (J) | 0,56 | 0,64 | 0,50 | 0,54 |
| Distancia taxonómica | 2,79 | 2,72 | 2,89 | 1,19 |

Relaciones tróficas

De los 49 taxa hallados, uno de ellos correspondió al GFA fragmentador, del resto ocho correspondieron a colectores-filtradores, ocho a raspadores, 16 a depredadores y 15 a colectores-recolectores (Tabla 2). No se incluyeron en el análisis los nematodos por ser un grupo con alta variabilidad de GFA.

Los cuatro bañados estudiados mostraron diferentes patrones en la proporción de GFA. El bañado Del Gato presentó una mayor proporción de macroinvertebrados pertenecientes al grupo colector-recolector (65%) seguido por una proporción alta de depredadores (25%) a diferencia del Carnaval que se caracterizó por una proporción alta de colectores-filtradores (42%) y de raspadores (37%). Por otro lado,

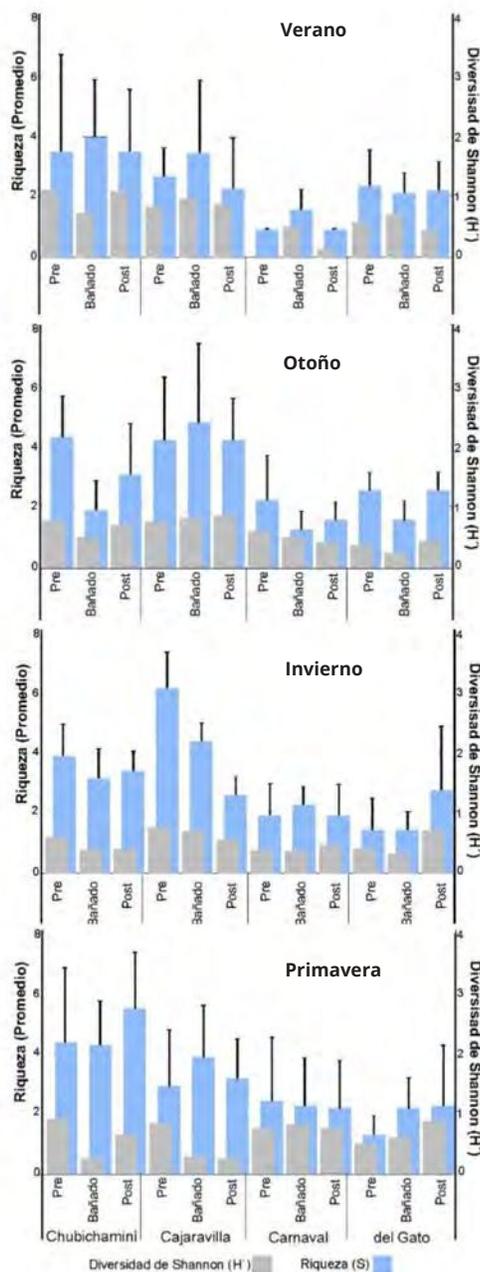


Figura 10. Riqueza taxonómica (S) e índices de diversidad H' de Chironomidae.

Figure 10. Taxonomic richness (S) and H' diversity indices of Chironomidae.

el bañado Cajaravillas presentó una alta proporción de fragmentadores (46%) debido a la alta densidad de *Hyalella* Smith, 1874 y por último el del Chubichamini se caracterizó por la presencia de colectores-filtradores (56%) y de colectores-recolectores (35%).

Tabla 7. Densidad e índices de diversidad, dominancia, equitabilidad y distancia taxonómica de las larvas de ensamble de Chironomidae. Chubichamini (CH), Cajaravillas (CJ), Carnaval (CR) y Del Gato (GA).

Table 7. Densidad e índices de diversidad, dominancia, equitabilidad y distancia taxonómica de las larvas de ensamble de Chironomidae. Chubichamini (CH), Cajaravillas (CJ), Carnaval (CR) y Del Gato (GA).

| | CH | CJ | CR | GA |
|----|---------|--------|--------|----|
| CH | 0 | | | |
| CJ | -0,1042 | 0 | | |
| CR | 0,7083 | 0,7917 | 0 | |
| GA | 0,2604 | 0,8333 | 0,7917 | 0 |

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Según los trabajos e informes disponibles (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Davidson, 2014; Rodrigues Capítulo *et al.*, 2010), la degradación de los humedales de tipo bañado vinculados a los sistemas fluviales son causados mayoritariamente por el deterioro del hábitat, la contaminación, la regulación de los flujos hídricos y la extracción de agua. A su vez, la sobreexplotación de sus recursos naturales, la introducción de especies exóticas y las consecuencias del cambio climático, representan una amenaza para la biodiversidad que sostienen.

En cuanto a la diversidad biológica se debe tener en cuenta que una discriminación taxonómica más fina de los macroinvertebrados podría elevar seguramente los valores de los índices y evidenciarían diferencias más notables entre los ambientes remarcando también la estacionalidad climática entre períodos secos y húmedos. En estudios preliminares de invertebrados en la vegetación se hallaron diferencias significativas presentando los bañados del Cajaravillas y del Chubichamini los mayores valores de riqueza (Altieri *et al.*, 2019). Al igual que para otros ambientes de la zona pampeana (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001; 2019; García *et al.*, 2009; Juárez *et al.*, 2016), la utilización de índices bióticos tales como el IBPAMP permitieron identificar diferencias entre los ambientes muestreados. En el caso del bañado del A° Chubichamini, donde solo existe una ganadería extensiva, el valor del éste índice

promedio fue cercano a 8, y, si se complementa con los valores estimados para el escore PBMWP para este sitio, que supera con el DS los 90 puntos, nos está indicando una calidad del agua aceptable; en cambio para los bañados relacionados con el A° Cajaravillas y Carnaval los índices nos muestran una situación de calidad dudosa, y un estado “muy crítico con aguas muy contaminadas” para el bañado Del Gato donde la actividad antrópica es más intensa (Tabla 1). Cabe mencionar que, si bien los índices bióticos utilizados aquí fueron diseñados en su origen para sistemas lóticos propiamente dichos, su aplicación en estos humedales de desborde fluvial (generalmente interconectados) ha resultado muy interesante ya que ha permitido aproximar a una diferenciación del estado ecológico de los mismos complementándolo con las variables geomorfológicas y químicas disponibles. Es probable que si se consideraran a los macroinvertebrados incluidos en la vegetación flotante y palustre, no considerados específicamente en esta contribución (dado que solo fueron consideradas las muestras extraídas con draga Ekman), estos valores se incrementarían significativamente dado que en estudios previos para los mismos sitios donde las macrófitas fueron incluidas los autores observaron otros organismos sensibles tal es el caso de odonatos Lestidae, o almejas nacaríferas como *D. delodontus*, (Rodriguez Capítulo *et al.*, 2018; Altieri *et al.*, 2019). Cabe mencionar que, en un análisis comparativo de utilización de los índices bióticos para ríos de Santiago del Estero, los valores de estos índices así como los taxa intervinientes se duplicaban al considerar los invertebrados de la vegetación (Leiva *et al.*, 2020).

La mayor cobertura de la vegetación observada trabajos previos en el bañado del arroyo Del Gato (Figura 1 d), según Zanotti y Gómez (2020) y Rodriguez Capítulo *et al.*, (2018), fue significativa y podría ser a simple vista un beneficio ecosistémico importante al proporcionar refugios para albergar a una alta diversidad de macroinvertebrados. Sin embargo, el efecto negativo de sustancias exógenas

proveniente del sector hortícola y urbano, junto a la baja concentración de O₂, en parte por la acumulación de MO alóctona y autóctona (Cortese *et al.*, 2018), impedirían el desarrollo de poblaciones de macroinvertebrados más sensibles como las almejas nacaríferas (*D. delodontus*), odonatos Lestidae, efemerópteros Baetidae y cangrejos Trichodactylidae.

La riqueza de especies no solo está controlada por factores locales sino también por procesos que se desarrollan a escalas regionales, como la dispersión y los eventos históricos. Los ensambles de especies con baja dispersión, como los oligoquetos, generalmente están influenciados por la composición de los sitios vecinos y solo suelen ser diferentes a lo largo de gradientes extensos (Behrend *et al.*, 2012). En algunas especies de este grupo la colonización local está relacionada con su plasticidad, su capacidad de reproducción asexual y de producir cocones o quistes enterrados en sedimentos que pueden tolerar la adversidad impuesta por eventos catastróficos (por ejemplo, inundaciones y sequías). Por lo tanto, la dispersión puede actuar como una fuerza estructurante que conduce a un flujo constante de propágulos donde los sitios estrechamente conectados albergan conjuntos más similares que los sitios más alejados (Behrend *et al.*, 2012). Si bien en este estudio se hallaron diferencias en los ensambles de oligoquetos en los cuatro arroyos analizados, estas diferencias pudieron deberse principalmente a los diferentes usos del suelo y al impacto de la actividad humana. En la distribución de las especies son particularmente importantes las características químicas del agua y del sustrato (Schenkova *et al.*, 2016) así como también el desarrollo de algas y vegetación acuática (Kang-Jieh & Shao-Pin, 2008). La presencia de *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède, 1862, *Tubifex tubifex* (Müller, 1774) y *Aulodrilus pigueti* Kowalewski, 1914 suele asociarse con sedimentos limosos-arcillosos, con un alto contenido de materia orgánica y aumento en la conductividad (Ezcurra de Drago *et al.*, 2007; Kang-Jieh & Shao-Pin, 2008). Solo unas pocas especies pueden

soportar las condiciones estresantes resultantes de un aporte excesivo de materia orgánica, dando lugar a comunidades simplificadas conformadas por un pequeño número de especies tolerantes, como por ejemplo *L. hoffmeisteri*, especie dominante en sitios con baja calidad del agua debido a la degradación física del hábitat y a las actividades antrópicas (Arslan *et al.*, 2016). Por su parte, las especies del género *Dero* Oken, 1815 son indicadores de condiciones ambientales relacionadas con la contaminación orgánica y bajos niveles de concentración de oxígeno, pero además se asocian a la productividad de fitoplancton, que es su principal fuente de alimento (Behrend *et al.*, 2012). A partir de los resultados obtenidos en este estudio, los Chironomidae no han mostrado variación significativa a lo largo del gradiente prebañado, bañado y postbañado. La riqueza (S) anual de Chironomidae observada en nuestro estudio fue más alta en los arroyos con menor grado de perturbación, mientras que los valores de diversidad (H') no mostraron una disminución en aquellos arroyos con mayor perturbación. Inclusive, los índices de equitabilidad y dominancia resultaron congruentes entre sí, donde expresan un ensamble con pocos individuos por especie, sin ninguna especie dominante. En donde sí existieron diferencias, fue entre los arroyos con menor y mayor perturbación, tanto en la cantidad de individuos como en la composición de especies. El índice de distancia taxonómica presentó su valor más bajo en el A° Del Gato, sugiriendo un deterioro de las funciones del ecosistema y cambios ambientales (Clarke & Warwick 1998, 1999).

La diversidad hallada fue superior a la de estudios previos en el área de interés donde se han utilizado las mismas técnicas de muestreo; de esta manera en arroyos urbanizados se contabilizaron cinco géneros/morfotipos pertenecientes a la subfamilia Chironominae (Ocon & Rodríguez Capítulo, 2004) y nueve especies repartidas en las subfamilias Chironominae y Orthocladiinae (Cortelezzi *et al.*, 2011). En todos los trabajos

citados y en este estudio se observa un predominio de Chironominae sobre el resto de las subfamilias. Dicha subfamilia es el grupo dominante en los ambientes de llanura tropical y subtropical, prefiriendo las aguas de menor velocidad de corriente o estancadas y en un rango de temperaturas medias a altas. Entre sus preferencias alimentarias predominan las formas detritívoras (Paggi, 2009). Las características ecológicas de Chironominae pueden ser muy amplias en algunos géneros y especies, encontrando especies muy tolerantes a ambientes contaminados como *Chironomus calligraphus*, donde se ha estudiado en detalle su bionomía (Spies *et al.* 2002; Zilli *et al.*, 2008). Las mayores densidades fueron observadas dentro de la subfamilia Chironominae, para los géneros *Rheotanytarsus*, *Chironomus*, *Dicrotendipes* Kieffer, *Parachironomus* y *Polypedilum*. Para el caso del arroyo del Gato, el cual presenta las características de un ambiente más impactado, los géneros *Chironomus*, *Polypedilum* y *Parachironomus* fueron los que presentaron mayor abundancia. Estos géneros que también estuvieron presentes en el resto de los arroyos están representados por más de una especie en la región. Como se expresó anteriormente, la distinción entre las especies a través de las larvas generalmente es inviable, ya que en el estudio se contabilizaron las larvas de todos los estadios, mientras que la mayor diferenciación se realiza a través del 4to estadio. De esta manera, es probable que exista una diferenciación entre las especies (o en las proporciones en que aparecen) de los diferentes bañados. Para el caso de *Chironomus*, a partir de las larvas de 4to estadio recolectadas en el arroyo del Gato, se pudo corroborar que la mayor parte corresponden a *C. calligraphus*, lo cual está en concordancia con lo que expresa Spies *et al.* (2002) acerca de la tolerancia y preferencia de esta especie por ambientes con evidente impacto antrópico. Por otro lado, especies de *Polypedilum* y *Parachironomus* también han sido reportadas previamente como tolerantes a condiciones de alto impacto antropogénico (Helson *et al.*, 2006; Moreno &

Callisto, 2006). Sin embargo, en nuestro estudio no se ha podido realizar la diferenciación a nivel específica, lo que hubiese permitido corroborar si existen diferencias en cuanto a la relación de cada especie de estos géneros con el grado de impacto del ambiente.

La necesidad de contar con más estudios en estos temas es evidente, si bien se ha comenzado con nuevas líneas de investigación, como es el caso de la técnica de exuvias pupales donde se analizó la estructura y composición del ensamblaje de quironómidos y sus patrones de emergencia en relación con las variables ambientales. Dicha técnica permitió obtener un mayor número de géneros y especies para la región, y además se estudiaron las variables ambientales que estructuraron los patrones de emergencia (Zanotto Arpellino *et al.*, "en prensa").

Las proporciones de GFA no mostraron un patrón claro que permita diferenciar arroyos con diferente uso del suelo. En el arroyo Del Gato se observó una alta proporción de depredadores y en el Carnaval de raspadores, en coincidencia con lo hallado por Solís *et al.* (2019), para arroyos con usos del suelo agrícola. Sin embargo, estos arroyos no estuvieron caracterizados por el mismo GFA dominante, correspondiendo la mayor proporción a colectores-recolectores en el primero y colectores filtradores en el segundo. Entre los arroyos con uso de suelo ganadero también hubo diferencias en el ensamble de GFA, si bien ambos tuvieron una importante presencia de colectores-recolectores, el principal grupo para el arroyo Chubichaminí fue el de los filtradores, mientras que para Cajaravillas fue el de los fragmentadores.

La alta densidad de bivalvos presentes en los arroyos Carnaval y Chubichaminí determina la elevada proporción de colectores-filtradores observados. Esto se relaciona estrechamente con la presencia de materia orgánica particulada fina en suspensión. En el primer caso esto puede relacionarse con el tipo de agricultura practicada en la zona (cultivos de soja), mientras en el otro arroyo puede deberse a la re-suspensión de

partículas debida al pisoteo del ganado.

El estudio llevado a cabo en el presente trabajo permitió observar, a partir de los macroinvertebrados en general y, de los oligoquetos y quironómidos en particular, como sus ensambles se ven influenciados por el uso del suelo y las consecuentes características ambientales que modelan su estructura y función.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo realizado fue financiado por los siguientes Proyectos: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET): PI UE-22920160100049CO; PIP: 2013-0570; Fondo Nacional de Ciencia y Tecnología (FONCYT): PICT 2014-1342; UNLP -FCNyM: 2014 11/ N 0738; 2018 11/ N 0869.

MD, AS, LRC y JPZA agradecen a la Universidad Nacional de La Plata (FCNyM, 11 / N785 y 11/ N914) y el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (PIP 1010), por parte del apoyo para realizar este estudio.

Se agradece especialmente a los miembros de la CPA CONICET, Profesionales Jorge L. Donadelli y Máximo A. Simonetti por su apoyo en los análisis de laboratorio y al Técnico Principal Roberto F. Jensen por su colaboración en los muestreos de campo.

REFERENCIAS

Alba Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C. E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M. L., Toro, M., Vidal-Abarca, M. R., Vivas, S. y Zamora-Muñoz, C., (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP). *Limnetica*, 21(3-4), 175-185.

- Altieri, P., Ocon, C., Jensen, R. & Rodrigues Capítulo, A. (2019). Análisis preliminar del ensamble de macroinvertebrados en bañados de desborde fluvial del área pampeana. En: Cortelezzi, A., Entraigas, I. y Grosman F (Eds). *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos* (pp. 256-258). Azul: Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
- APHA (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, DC: American Public Health Association.
- Armendáriz, L. C., Rodrigues Capítulo, A. & Ambrosio, E. S. (2011). Relationships between the spatial distribution of oligochaetes (Annelida, Clitellata) and environmental variables in a temperate estuary system of South America (Río de la Plata, Argentina). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 45, 263-279.
- Armendáriz, L. C., Cortese, B., Rodríguez, M. & Rodrigues Capítulo, A. (2017). Ecosystem services of runoff marshes in urban lowland basins: proposals for their management and conservation. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 418, 32.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F. & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17, 333-34.
- Arslan, N., Salur, A., Kalyoncu H., Mercan D., Odabasi, D. A. & Barisik, B. (2016). The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Kucuk Menderes River (Turkey). *Biologia, Section Zoology*.
- Behrend, R. D. L., Takeda, A. M., Gomes, L. C. & Fernandes, (2012). Using oligochaeta assemblages as an indicator of environmental changes. *Brazilian Journal of Biology*, 72, 873-884.
- Brinkhurst, R. O. y Marchese, M. R. (1992). *Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica*. Santo Tomé, Asociación de Ciencias Naturales del Litoral: Colección Climax No. 6.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & Stribling, J.B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. EPA/841-B-99-002. Washington, D.C.: U.S. EPA, Office of Water.
- Bunn, S., Davies, P. & Mosisch, T. (1999). Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology*, 41, 333-345.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1998). A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35, 523-531.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1999). The taxonomic distinctness measure of biodiversity: Weighting of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress Series*, 184, 21-29.
- Cortelezzi, A., Paggi, A. C., Rodríguez, M., & Rodrigues Capítulo, A. (2011). Taxonomic and nontaxonomic responses to ecological changes in an urban lowland stream through the use of Chironomidae (Diptera) larvae. *Science of the Total Environment*, 409(7), 1344-1350.
- Cortelezzi, A., Simoy, M.vv., Siri, A., Donato, M., Cepeda, R.vE., Marinelli C. B. & Berkunsky, I. (2020). New insights on bioindicator value of Chironomids by using occupancy modelling. *Ecological Indicators*, 117, 106619.
- Cortese, B, Simonetti, M, Jensen, R. F., Donadelli, J. y Rodrigues Capítulo, A. (2018). Estudio preliminar sobre la amortiguación de metales pesados en sedimentos de bañados de desborde fluvial pampeanos. Su evaluación mediante índices bióticos con macroinvertebrados. *Biología Acuática*, 32, 115.
- Cortese, B., Zanotto Arpellino J. P., Paggi, J. P. & Rodrigues Capítulo, A. (2019). Chironomid genera distribution related to environmental characteristics of a highly impacted basin (Argentina, South America). *Environmental*

- Science and Pollution Research*, 26,8087-8097.
- Cummins, K. (1973).** Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review in Entomology*, 18, 183-206.
- Cummins, K., Merritt, R. & Andrade, P. (2005).** The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40, 69-89.
- Davidson, N. C. (2014).** How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 936-941.
- Domínguez, E. y Fernández, H. R. (Eds.). (2009).** *Macroinvertebrados bentónicos. Sudamericanos. Sistemática y biología*. Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Epler, J. H. (2001).** *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina: A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida*. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns River Water Management District, Palatka, FL.
- Ezcurra de Drago, I., Marchese, M. & Montalto, L. (2007).** Benthic Invertebrates. In: Iriondo, M. H., Paggi, J. C. & Parma, M. J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland*. (pp. 251-275). Verlag, Berlin Heidelberg New York: Springer.
- Fenoglio, S., Bo, T., Agosta, P. & Malacarne, G. (2005).** Temporal and spatial patterns of coarse particulate organic matter and macroinvertebrate distribution in a Low-Order Apennine Stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 20, 539-547.
- Ferrington, L. C. (2008).** Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. In: Balian, E.V., Lévêque, C., Segers, H. & K. Martens (Eds.). *Freshwater animal diversity assessment* (pp. 447-455). Netherlands: Springer.
- García, M. E., Rodrigues Capítulo, A. y Ferrari, L. (2009).** El ensamble de invertebrados y la calidad del agua: indicadores taxonómicos y funcionales en arroyos pampeanos. *Biología Acuática*, 26, 109-120.
- Gómez, N., Rodrigues Capítulo, A., Colautti, D., Mariñelarena, A., Magdalena, L., Cochero J., Armendáriz, L., Maroñas, M., Donadelli, J., Jensen, R., García de Souza, J., Maiztegui, T., García, I., Sathicq, M. B., Suarez, J. C. y Cortese, B. (2016).** La puesta en valor de los servicios ecosistémicos que ofrecen los arroyos de llanura como una medida de mitigación de las inundaciones: el caso del A° Del Gato en el Partido de La Plata. (39-52) En: Volpedo, A.V., de Cabo, L., Arreghini, S. y Fernández Cirelli, A. (Eds.). *Ecología y manejo de ecosistemas acuáticos pampeanos*. Buenos Aires: VIII EMEAP.
- Gómez-Lemos, L., Cruz Castaño, N. y Duque Nivia, G. (2010).** Composición y estructura del ensamblaje de crustáceos Brachyura de la plataforma continental de la Guajira Colombiana y su relación con la profundidad y las características del sedimento. *Boletín de Investigaciones Maríneas y Costeras*, 39(2), 359-379.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001).** PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaentologia Electronica*, 4(1), 1-9.
- Helson, J. E., Williams, D. D. & Turner, D. (2006).** Larval Chironomid community organization in four tropical rivers: human impacts and longitudinal zonation. *Hydrobiologia*, 559(1), 413-431.
- International Commission on Zoological Nomenclature, (2007).** *Bulletin of Zoological Nomenclature*. Opinion 2167.
- Juárez, R., Crettaz-Minaglia, M. C., Aguer, I., Juárez, I., Gianello, D., Ávila, E. y Roldán C. (2016).** Aplicación de índices bióticos de calidad de agua en cuatro arroyos de la cuenca del río Gualaguaychú (Entre Ríos, Argentina). *Revista Intropica*, 11, 35 - 46.

- Kang-Jieh, L. & Shao-Pin, Y. (2008). The effect of organic pollution on the abundance and distribution of aquatic oligochaetes in an urban water basin, Taiwan. *Hydrobiologia*, 596, 213-223.
- Krodkiewska, M. & Michalik- Kucharz, A. (2009). The bottom Oligochaeta communities in sand pits of different trophic status in Upper Silesia (Southern Poland). *Aquatic Ecology*, 43, 437-444.
- Lafont, M., Camus, J. C., Fournier A. & Sourp, E. (2001). A practical concept for the ecological assessment of aquatic ecosystems: application on the River Dore in France. *Aquatic Ecology*, 35, 195-205.
- Leiva, M., Bonacina, E. y Diodato, L. (2020). Efecto del muestreo de diferentes hábitats sobre la aplicación de índices bióticos basados en Macroinvertebrados. *Biología Acuática*, 34, 1-12.
- Lopretto, E. C. y Tell, G. (Dirs.) (1995). *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. La Plata: Ediciones Sur.
- Marchese, M. R. (2009). *Annelida Oligochaeta*. En: Domínguez, E. y Fernández, H.R. (Eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos, sistemática y biología* (pp. 551-565). Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Merritt, R. W. & Cummins K. W. (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendal Hunt Publishing Co.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W. & Berg, M. B. (2008). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque: Kendall-Hunt.
- Millennium Ecosystem Assessment (M.E.A.). (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Moreno, P. & Callisto, M. (2006). Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 560, 311-321.
- Neiff, J. J. (2001). Humedales de la Argentina: sinopsis, problemas y perspectivas futuras. En: Cirelli, A. F. (Ed.). *El agua en Iberoamerica, funciones de los humedales, calidad de vida y agua segura* (pp. 83-112). Argentina: CYTED.
- Ocon, C. & Rodrigues Capítulo, A. (2004). Presence and abundance of Ephemeroptera and other sensitive macroinvertebrates in relation with habitat conditions in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Archiv fuer Hydrobiologie*, 159(4), 473-487.
- Paggi, A. C. (1999). Los Chironomidae como indicadores de calidad de ambientes dulceacuicolas. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 58(1-2), 202-207.
- Paggi, A. C. (2009). Diptera. Chironomidae. En: Domínguez, E. & Fernández, H. R. (Eds.). *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Sistemática y Biología* (pp. 383-409). Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Pelegri, S. P. & Blackburn, T. H. (1995). Effects of (Oligochaeta: Tubificidae) on N-mineralization in freshwater sediments, measured with ¹⁵N isotopes. *Aquatic Microbial Ecology*, 9, 289-294.
- Pinder, L. C. V. (1986). Biology of freshwater Chironomidae. *Annual Review of Entomology*, 31(1), 1-23.
- Ramírez, A., & Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical*, 62, 155-167.
- Ringuelet, R.A. (1962). *Ecología acuática continental*. Buenos Aires: Manuales de EUDEBA.
- Rodrigues Capítulo, A. (1999). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 58, 208-217.

- Rodrigues Capítulo, A., Tangorra, M. & Ocon, C. (2001). Use of Benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35(2), 109-119.
- Rodrigues Capítulo, A., Ocón, C. S. y Tangorra, M. (2004). Una visión bentónica de ríos y arroyos pampeanos. *Biología Acuática*, 21, 1-17.
- Rodrigues Capítulo, A., Cortelezzi, A., Ocón, C., Spaccesi, F., Ambrosio, E. S. y López van Oosterom, V. (2006). Informe estudios línea de base y biomonitorio - río Uruguay. Estado actual de las poblaciones de meso y macroinvertebrados y su relación con la posible contaminación producto de las industrias papeleras (Entre ríos, Argentina). ILPLA, FCNyM-UNLP.
- Rodrigues Capítulo, A., Cortelezzi, C. Ocón, F. Spaccesi, L. Armendáriz, A.C. Ferreira, V. López van Oosterom, E. S. Ambrosio, (2008). Bentos del tramo inferior del río Uruguay. Estado actual de las poblaciones de macro y meso invertebrados y su relación con la posible contaminación producto de las industrias papeleras (Entre Ríos, Argentina) (3 informes: 2007-2008). Convenio SAYDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación), Universidad Nacional de la Plata-FCNyM-ILPLA).
- Rodrigues Capítulo, A., Muñoz, I., Bonada, N., Gaudes, A. y Tomanova, S. (2009). Capítulo 14. La biota de los ríos: los invertebrados. En: Elosegui, A. y Sabater, S. (Eds). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (pp. 285-301). Bilbao: Fundación BBVA.
- Rodrigues Capítulo, A., Gómez, N., Giorgi, A., & Feijoo, C. (2010). Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hidrobiología*, 657, 53-70.
- Rodrigues Capítulo, A., Cortese, B., Armendáriz, L. C., Rodríguez, M., Rodrigues Capítulo, L., Ferreira, Ac., Altieri, P., Simonetti, M., Jensen, R., Gómez, N., (2018). ¿Resultan eficientes los bañados de desborde fluvial pampeanos en la mejora de la calidad del agua? Visión desde los invertebrados y las macrófitas. *Libro de Resúmenes CAL VIII. UNLu.*:143., 143. Lujan, Buenos Aires.
- Rodrigues Capítulo, A., Armendáriz, L. C., Ocon, C. S., Paz, L. E., Altieri, P. D., Rodríguez, M., Cortese, B., Ferreira, A. C., Spaccesi, F. y Cortelezzi, A. (2019). Estado ecológico de los ambientes lóticos de la Ecorregión Pampeana basado en índices biológicos a partir de los ensambles de macroinvertebrados. *XVII Congresso Brasileiro de Limnologia & 2º Congresso Ibero-Americano de Limnologia*, Florianópolis, Santa Catarina.
- Rodrigues Capítulo, L., Kruse, E. y Gómez, N., (2020). Los bañados de desborde fluvial: una mirada desde la geohidrología. *Biología Acuática*, 35.
- Rodríguez, P. & Reynoldson, T. B. (2011). *The pollution biology of aquatic Oligochaetes*. New York: Springer.
- Schmelz, R. M. & Collado, R. (2010). A guide to European terrestrial and freshwater species of Enchytraeidae (Oligochaeta). *Soil Organisms*, 82(1), 1-176.
- Schenkova, J., Bílková, M. & Horsák, M. (2016). The response of Clitellata (Annelida) to environmental gradients inspring fens. *Limnologica*, 57, 73-82.
- Silva, F. L., Pinho, L. C., Wiedenbrug, S., Dantas, G. P. S., Siri, A., Andersen, T., & Trivinho-Strixino, S. (2018). Family Chironomidae. In: Hamada, N., Thorp, J. H. & Rogers, D.C (Eds.). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates* (pp. 661-700). New York: Academic Press.
- Spies, M., Sublette, J. E., Sublette, M. F., Wülker, W. F., Martin, J., Hille, A., Miller, M. A. & Witt, K. (2002). Pan-American *Chironomus calligraphus* Goeldi, 1905 (Diptera, Chironomidae): Species or Complex? Evidence from External Morphology, Karyology and DNA Sequencing. *Aquatic Insects*, 24(2), 91-113.

- ter Braak, C. J. F. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67,1167-1179.
- ter Braak C. F. J. & Verdonschot, P. F. M. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate analysis in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*, 57(3), 255–289
- U.S. EPA. (2015). *Connectivity of streams and wetlands to downstream waters: A review and synthesis of the scientific evidence (Final Report)*. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency.
- Vorobyev, D. S., Frank, Y. A., Lushnikov, S. V., Zaloznyi, N. A. & Noskov, Y. A. (2010). Use of *Limnodrilus hoffmeisteri* (Tubificidae, Oligochaeta) for purification of bottom sediments from oil and oil products. *Sibirskii Ekologicheskii Zhurnal*, 1,21-27.
- Wetzel, M. J., Fend, S., Coates, K. A., Kathman, R. D. & Gelder, S. R. (2006). *Taxonomy, systematics and ecology of the aquatic Oligochaeta and Branchiobdellida (Annelida, Clitellata) of North America, with emphasis of the fauna occurring in Florida: A workbook*. Florida: Departament of Environmental Protection - FDEP.
- Zanotti, C. y Gómez, N. (2019). Caracterización de bañados de desborde fluvial a partir de inventarios florísticos. En: Cortelezzi, A., Entraigas, I., Grosman, F. y Masson, I. (Eds). *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos* (pp. 116-118). Azul: Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
- Zanotto Arpellino, J. P., Rodríguez Catanzaro, L. N. S, Montalto, L., Siri, A. & Donato, M. (In press). Diversity, phenology and voltinism of Chironomidae (Diptera). neotropical streams as a study model. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*.
- Zilli, F. L., Montalto, L., Marchese, M. R. (2008) a. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologica*, 38, 159–171.
- Zilli, F., Montalto, L., Paggi, A.C., & Marchese, M. (2008)b. Biometry and life cycle of *Chironomus calligraphus* Goeldi 1905 (Diptera: Chironomidae) in laboratory conditions. *Interciencia*, 33,767-770.
- Zornoza, A. (2015). *Metodología para la búsqueda de microorganismos bioindicadores en fangos activos: la desesperación en la búsqueda del modelo*. Curso teórico-práctico “El papel de los protistas en los procesos de depuración de las aguas residuales”. Sevilla, España.

Caracterización de la avifauna e ictiofauna asociada a los bañados de desborde fluvial de cuatro arroyos pampeanos con uso de suelo contrastante (Buenos Aires, Argentina)

JUAN MARTÍN PAREDES DEL PUERTO¹, IGNACIO DANIEL GARCÍA¹, ROBERTO FRANCISCO JENSEN¹, TOMÁS MAIZTEGUI¹, ARIEL HERNÁN PARACAMPO¹, JAVIER RICARDO GARCIA DE SOUZA¹, MIRIAM EDITH MAROÑAS¹, DARÍO CÉSAR COLAUTTI¹

¹Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CONICET-UNLP), Boulevard 120 y 62, La Plata, Buenos Aires, Argentina.

E-mail: jmparedesdelpuerto@gmail.com

RESUMEN. Las actividades humanas en los sistemas naturales promueven cambios que ponen en peligro a las comunidades acuáticas por pérdida de nichos ecológicos generando disminución de la riqueza y diversidad. El objetivo de esta investigación fue analizar los ensamblajes de aves y peces asociados a cuatro bañados de arroyos pampeanos con usos del suelo periurbano y rural en sus cuencas. Los resultados evidenciaron que existen importantes diferencias en la composición y estructura de dichos ensamblajes según la cuenca de pertenencia. Los valores más bajos de riqueza y de diversidad se registraron en los sitios periurbanos, donde además se observó la dominancia de las especies más tolerantes de ambos grupos de vertebrados. El estudio en simultáneo de estos ambientes nos permitió registrar de qué manera, en una misma región, los cambios inducidos por el hombre condicionan la configuración de los ensamblajes de aves y peces. En consecuencia, el análisis multi-taxa realizado no solo resulta de carácter diagnóstico, sino que también puede utilizarse como herramienta para el monitoreo, diseño e implementación de medidas de remediación.

Palabras clave: Arroyos de llanura, impacto antrópico, ensamblajes de aves, ensamble de peces, pérdida de biodiversidad.

ABSTRACT. Human activities in natural systems promote changes that endanger aquatic communities due to the loss of ecological niches, generating a decrease in richness and diversity. The bird and fish assemblages of four wetlands in Pampean streams with peri-urban and rural land uses in their basins were studied. The results evidenced that there are important differences in the composition and structure of the assemblages of birds and fish according to the basin of belonging. The lowest values of richness and diversity were registered in the peri-urban places, where the dominance of the most tolerant species of both groups of vertebrates was also observed. The simultaneous study of these environments enabled records of how, in the same region, human-induced changes condition the configuration of birds and fish assemblages. Consequently, the analysis multi-taxa performed is not only a diagnostic report but can also be used as a tool for monitoring, developing and implementing remediation measures.

Keywords: Anthropic impact, biodiversity loss, bird assemblages, fish assemblages, lowland streams.

INTRODUCCIÓN

La biodiversidad de los ambientes acuáticos continentales está disminuyendo a una tasa mayor que la de cualquier otro tipo de ambiente (Albert *et al.*, 2020; Dudgeon *et al.*, 2006; McGarrigle, 2014; Strayer & Dudgeon, 2010), lo cual permite concebir a las comunidades de agua dulce como una de las más vulnerables del planeta (Albert *et al.*, 2020; Richards *et al.*, 1996). El deterioro de los sistemas naturales está asociado con las actividades humanas (Abell *et al.*, 2008), que promueven cambios en la calidad del agua y ponen en peligro a las comunidades de agua dulce.

Entre las principales amenazas a la integridad ecológica de los ecosistemas, se encuentra el uso del territorio en las cuencas hidrográficas (Allan, 2004; Roth *et al.*, 1996). Las grandes extensiones de tierras que son utilizadas por la agricultura y la ganadería provocan efectos contraproducentes sobre los ecosistemas acuáticos tales como el incremento de la turbidez, la pérdida de macrófitas, el aporte de agroquímicos, la depresión del nivel freático y la modificación de los cauces que, en conjunto con otros efectos, ocasionan la pérdida de nichos ecológicos para las especies (Blann *et al.*, 2009; Burcher & Benfield, 2006; Giorgi *et al.*, 2014).

Mensing *et al.* (1998) han reportado que la disminución de los valores de riqueza y diversidad de aves y peces se encuentra directamente relacionada con el aumento del área cultivada de las cuencas. Este efecto de empobrecimiento se manifiesta más acentuadamente en zonas urbanizadas, donde las comunidades de aves se caracterizan por exhibir una baja riqueza específica (Chace & Walsh, 2006), al igual que los ensambles de peces que habitan los arroyos y ríos que atraviesan sectores urbanos (Gafny *et al.*, 2000; Helms *et al.*, 2005; Steedman, 1988).

Los procesos de ocupación y uso del territorio han avanzado sin atender de manera adecuada cuestiones vinculadas a la conservación de la biodiversidad ni a la preservación de los servicios ecosistémicos de los cuales, paradójicamente, se vale el hombre para sostener su desarrollo. Esta situación no ha pasado desapercibida y se ha ido incorporando progresivamente a la

agenda política ambiental (Bateman *et al.*, 2013). Por ello se han incrementado las investigaciones orientadas a proveer criterios para la toma de decisiones de manejo ambiental (Daily *et al.*, 2009; De Groot *et al.*, 2010; Goldstein *et al.*, 2012; Maes *et al.*, 2013). No obstante, en muchos casos es aún necesario generar líneas de base elementales para contar con conocimientos que posibiliten implementar una gestión del territorio orientada a su aprovechamiento sostenible. En ese marco, el empleo de indicadores biológicos para detectar cambios frente al desarrollo humano emerge como una pieza clave en el camino para poder diseñar e implementar planes de restauración efectivos de ecosistemas alterados.

Ciertos grupos de vertebrados que dependen del ambiente acuático para desarrollar su ciclo de vida, como determinadas especies de aves y peces, poseen características apropiadas para ser considerados indicadores biológicos según Noss (1990). En este sentido, se trata de grupos de organismos conspicuos, sensibles a los cambios del ambiente, diversos, con distribuciones amplias en los territorios y relativamente fáciles de identificar y relevar. Por esta razón, han sido utilizados en muchas oportunidades para detectar impactos asociados con el uso de suelo (Karr, 1981; Lantschner y Rusch, 2007; Miserendino *et al.*, 2011).

En la región pampeana existen trabajos que evidencian la pérdida de biodiversidad y calidad ambiental como consecuencia de la urbanización (Bértora *et al.*, 2018; Paracampo *et al.*, 2020; Remes Lenicov *et al.*, 2005), la agricultura (Arias *et al.*, 2020; Codesido y Bilenca, 2011, Solis *et al.*, 2017) y la ganadería (Giorgi *et al.*, 2014; Granitto *et al.*, 2016). No obstante, la información respecto de las alteraciones en los ensambles de aves y peces continúa siendo insuficiente para el establecimiento de líneas de base que permitan el desarrollo de políticas de manejo territorial y rehabilitación ambiental. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo se orienta a la evaluación de las comunidades de aves y de peces en arroyos pampeanos con bañados de desborde con distinto tipo de intervención humana, estimando su valor como indicadores biológicos a nivel regional. De

acuerdo con el enunciado precedente, se espera encontrar diferencias en las estructuras de los ensambles de peces y aves como respuesta a los usos del territorio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los arroyos estudiados pertenecen al grupo de cursos de agua tributarios del estuario del Río de la Plata y están ubicados en la llanura pampeana. Esta región posee un clima templado y húmedo, con temperaturas medias que varían anualmente de 9,9 a 22,4 °C, precipitación anual media de 1,060 mm y evapotranspiración anual media de 783 mm. Dada la escasa pendiente de la región, el flujo de agua es lento con variaciones leves a lo largo del año, excepto luego de lluvias torrenciales cuando ocurren picos de flujo y desbordes (Feijóo *et al.*, 1999; Rodrigues Capítulo *et al.*, 2010). El lecho de estos arroyos es limoso, y sus aguas tienen pH alcalino, elevada concentración de materia orgánica en suspensión, altas concentraciones de nutrientes y altos valores de oxígeno disuelto (Feijóo *et al.*, 1999). Además, los arroyos de esta zona pueden recibir de manera permanente o semi-permanente aportes de agua subterránea (Deluchi *et al.*, 2005).

Los relevamientos, tanto de aves como de peces, fueron realizados en los sectores superiores de las cuencas de cuatro arroyos con bañados de desborde: Carnaval, del Gato, Cajaravillas y Chubichamini (Figura 1). Las aves se muestrearon en toda la extensión del bañado, mientras que las muestras de peces se tomaron en puntos cercanos al ingreso y egreso de los arroyos a sus respectivos bañados. El área abarcada por los muestreos de aves y peces en cada arroyo con su bañado se refieren en el documento como sitios.

Los sitios presentan diferencias en cuanto al uso de suelo y grado de intervención humana. Debido a su ubicación periurbana (Per), los sitios correspondientes a los arroyos Carnaval y del Gato (CNV-Per y GAT-Per, respectivamente) son los más afectados por las actividades antrópicas entre los cuatro estudiados. La cuenca del arroyo CNV-Per presenta un uso del territorio

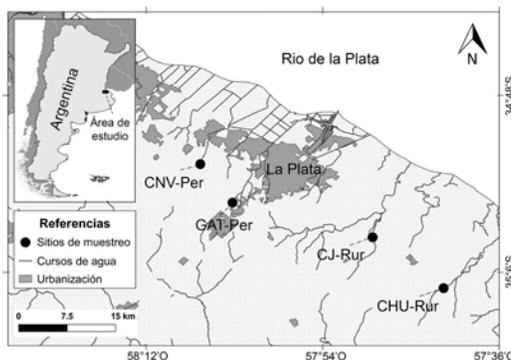


Figura 1. Área de estudio con la ubicación de los sitios de muestreo localizados en sectores periurbanos: Carnaval (CNV-Per) y del Gato (GAT-Per), y sectores rurales: Cajaravilla (CJ-Rur) y Chubichamini (CHU-Rur).

Figure 1. Study area with peri-urban sampling sites location: Carnaval (CNV-Per) and del Gato (GAT-Per), and rural sampling sites location: Cajaravilla (CJ-Rur) and Chubichamini (CHU-Rur).

dedicado al cultivo de soja, trigo y maíz en los sectores superiores, actividad que ocupa el 81% de la cuenca. En contraste, los sectores medios e inferiores exhiben un uso de suelo que varía de periurbano a urbano, representando el 19% de la superficie de esta cuenca y albergando alrededor de 40000 habitantes. La cuenca del arroyo GAT-Per comprende sectores superiores con agricultura intensiva bajo cubierta y sectores medios e inferiores densamente urbanizados. Este último uso de suelo representa el 38% de la superficie de la cuenca y concentra el 65% de los habitantes del partido de La Plata (322000 habitantes). Los bañados de estos arroyos presentan superficies reducidas debido a los cambios hidrológicos relacionados con los dragados y canalizaciones realizados en las últimas décadas. La vegetación en ambos sitios está representada por plantas acuáticas flotantes, sumergidas y arraigadas emergentes, mientras que la vegetación ribereña se encuentra altamente modificada. Las cuencas de los arroyos Cajaravillas y Chubichamini se encuentran localizadas en sectores rurales (CJ-Rur y CHU-Rur, respectivamente), con presencia de ganadería extensiva sobre pasturas (menos de 0,7 vacas/ha) como uso predominante del suelo. Además, en sus cuencas de drenaje se encuentran pequeños centros urbanos que en conjunto

no superan los 5000 habitantes. La vegetación ribereña de los sitios CJ-Rur y CHU-Rur se caracteriza por el predominio de especies hemicriptófitas, lo cual evidencia una estrecha relación con la actividad ganadera (Zanotti y Gómez, 2019). En cuanto a las características de los bañados, el correspondiente a CJ-Rur tiene la mayor superficie entre los cuatro estudiados. En este sitio los densos rizomas de las macrófitas *Typha latifolia* (tatora), *Schoenoplectus californicus* (junco) e *Iris pseudacorus* (lirio), junto al aporte de materia orgánica proveniente de los tallos y hojas senescentes, producen la colmatación de una gran parte del bañado, lo cual restringe los sectores de aguas libres y determina una escasa profundidad de la columna de agua y el predominio del escurrimiento laminar. El sitio CHU-Rur presenta una extensa cobertura de *Schoenoplectus californicus*, sin embargo, la superficie de aguas libres predomina con respecto al área ocupada por macrófitas, lo cual marca una clara diferencia con el sitio CJ-Rur.

Muestreo y análisis de los datos

Los sitios se muestrearon en cuatro ocasiones durante el otoño y primavera de los años 2017 y 2018. La estimación de la densidad de las especies de aves se realizó mediante transectas de 1000 m y una hora de duración, en las que se registraron todas las aves asociadas con el ancho del humedal, aquellas que estaban haciendo uso del ambiente y las que volaban siguiendo la dirección del curso de agua (Ralph *et al.*, 1996). Para la nomenclatura se siguió a Remsen *et al.* (2015), y la identificación se realizó según Ridgely & Tudor (2009) y Rodríguez Mata *et al.* (2006). Además, se tipificó a cada especie de ave en relación con su dependencia del ambiente: ave acuática (A.A.) o ave terrestre (A.T.) según el criterio de Martínez (1993).

El muestreo de los ensambles de peces se realizó aplicando el mismo esfuerzo de pesca en todos los sitios de muestreo. La estrategia fue utilizar dos artes de pesca activos que permitieran la exploración y cuantificación de una mayor variedad de ambientes dentro de los arroyos. Las zonas de aguas abiertas se examinaron con una red de arrastre con copo (longitud 15 m; altura 1,1 m; tamaño de malla

del ala 10 mm de distancia entre nudos; copo con longitud 2 m y tamaño de malla de 5 mm de distancia entre nudos) en una sección de flujo de 20 m. Los microhábitats compuestos por sectores vegetados se muestrearon con una red manual ("copo") que se arrastró a lo largo de un metro lineal. La red del arte es un tejido con hilos uniformes de monofilamento de polietileno de alta densidad, con una apertura de la malla de 1x1 mm.

La captura de cada sitio y fecha de muestreo fue procesada en el campo donde se registró el número de ejemplares colectados por especie y lance efectuado con cada arte de pesca. Los peces fueron liberados y sólo se conservaron muestras de aquellos que no pudieron ser identificados en el campo. Dichos ejemplares se sacrificaron en una solución de benzocaína en exceso, se fijaron en una solución de formaldehído al 10% y luego fueron transferidos a etanol al 70% para su identificación en el laboratorio. Las especies fueron identificadas siguiendo a Almirón *et al.* (2015), Aquino (1997), Azpelicueta y Braga (1991), Braga, (1993), Casciotta *et al.* (2005), Reis & Pereira (2000) y Říčan & Kullander, (2008). Las actualizaciones en taxonomía se revisaron de Koerber *et al.* (2017), Mirande & Koerber (2020) y Terán *et al.* (2020). Se registró el número de individuos de cada especie para cada muestra discriminando por artes de pesca y se estandarizó mediante la estimación a m² (N), considerando el área cubierta por cada arte de pesca como criterio principal. En el caso de las redes manuales, las correcciones y estandarizaciones se aplicaron considerando el porcentaje de la superficie de cada arroyo con aguas libres o vegetadas. Finalmente se estimaron las densidades promedio para cada especie capturada por sitio y fecha de muestreo.

Para ambos grupos taxonómicos, y para cada muestra se registró la riqueza específica (S) y se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'). Se clasificaron los sitios mediante análisis de agrupamientos (CLUSTER) basados en datos de abundancias de aves y peces por separado. Los valores fueron previamente transformados a log₁₀(N+1). Se utilizó el índice de similitud de Bray-Curtis para construir las matrices. La significancia de los arreglos obtenidos y las diferencias entre los grupos

se evaluó mediante ANOSIM. La contribución específica a la similitud de cada grupo y a la disimilitud entre grupos se realizó por SIMPER. Los análisis fueron realizados con el software Primer-e 6.0 (Clarke & Warwick, 2004). Finalmente, con el fin de evaluar la respuesta de los ensamblajes estudiados a los cambios en el uso del suelo, se agruparon las especies en función de su sensibilidad y se examinó la estructura de ambos ensamblajes mediante el análisis de las abundancias relativas de cada categoría por sitio. Para el agrupamiento, las aves se clasificaron siguiendo a López-Lanús *et al.* (2008) mientras que la categorización de los peces comprendió cuatro categorías de sensibilidad basadas en estudios desarrollados por diversos autores (Bértora *et al.*, 2018; Bozzetti & Schulz, 2004; Colautti *et al.*, 2015; Hued & Bistoni, 2005; Remes Lenicov *et al.*, 2005).

RESULTADOS

Riqueza y diversidad de los ensamblajes de aves y peces

Se registraron un total de 87 especies de aves en todo el programa de muestreo, que corresponden a 31 familias que se distribuyeron en 16 órdenes (Tabla 1, material suplementario). El arroyo CJ-Rur presentó la mayor *S* con 66 especies, de las cuales un 70% se correspondió con A.A. El arroyo CHU-Rur presentó 35 especies de aves cuya mayoría (86%) también correspondieron a especies de A.A. El número total de aves registradas en este estudio para el arroyo GAT-Per fue de 23 (61% fueron A.A.) y siete especies para el arroyo CNV-Per, de las cuales sólo tres fueron A.A. Las especies *Aramus guarauna* (carau), *Caracara plancus* (carancho) e *Hymenops perspicillatus* (pico de plata) fueron las únicas especies presentes en todos los sitios. Los valores más altos de *H'* para las aves acuáticas de todos los sitios de muestreo se estimaron en los arroyos rurales, mientras que la máxima estimación para las A.T. se registró en el CJ-Rur. Cabe señalar que para las A.A., *H'* mostró la menor variabilidad en el sitio CHU-Rur contemplando todo el período de estudio (Figura 2).

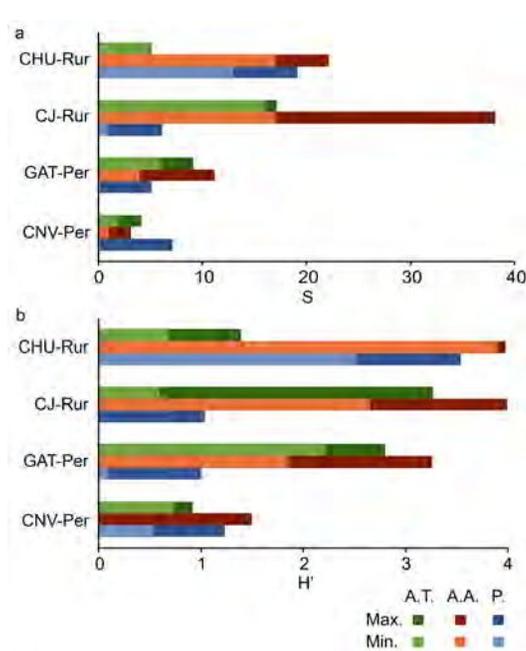


Figura 2. a Valores mínimos (Mín) y máximos (Máx) de riqueza específica (*S*) y **b.** del índice de Shannon-Wiener (*H'*) de aves terrestres (A.T.), aves acuáticas (A.A.) y peces (P.).

Figure 2. a Minimum and maximum values of specific richness (*S*) and **b.** of Shannon-Wiener (*H'*) diversity index of terrestrial birds (A.T.), aquatic birds (A.A.) and fish assemblages (P.).

En el caso de los peces se capturaron un total de 31 especies, correspondientes a 13 familias y distribuidas en 5 órdenes (Tabla 2, material suplementario). La mayor *S* se registró en el sitio CHU-Rur, sumando un total de 19 especies. Los sitios GAT-Per, CNV-Per y CJ-Rur por el contrario, registraron valores de riqueza inferiores a 10 especies (5, 7 y 6 como máximo, respectivamente). En lo que respecta a *H'*, el sitio CHU-Rur, presentó valores que fueron más del doble de lo observado para los otros sitios (Figura 2).

Estructura de los ensamblajes de aves y peces

El análisis de CLUSTER realizado para las A.T. (Figura 3a) separó a los sitios en cuatro grupos (ANOSIM, *R* global=0,98; *p*=0,001). De acuerdo con las comparaciones de pares,

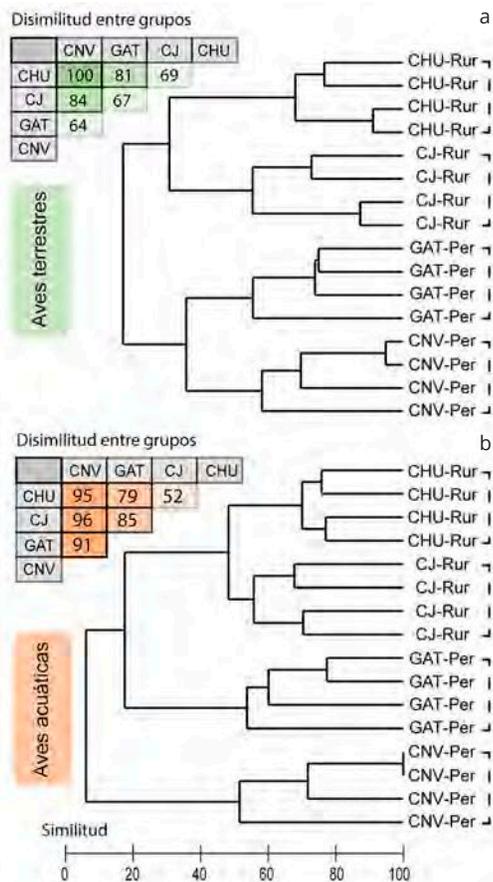


Figura 3. Agrupamientos obtenidos a partir de los análisis de CLUSTER basados en las abundancias de: a. aves terrestres b. las aves asociadas a ambientes acuáticos. Los valores de disimilitud entre grupos obtenidos según SIMPER se consignan a la izquierda de cada CLUSTER.

Figure 3. Groupings obtained from CLUSTER analysis based in abundance of a. terrestrial birds and b. birds related to aquatic environments. Groups dissimilarity values obtained in SIMPER analyses are consigned in each CLUSTER's left.

todos los grupos resultaron estadísticamente diferentes entre sí ($R > 0,93$; $p = 0,03$). Según los resultados del análisis SIMPER, el CJ-Rur mostró una elevada contribución de especies de A.T. (11) de las cuales *Sturnus vulgaris* (estornino pinto), *Sicalis luteola* (misto), *Columba livia* (paloma doméstica) y *Zonotrichia capensis* (chingolo) acumularon el 53% de la similitud del grupo. Los sitios CNV-Per y CHU-Rur presentaron 2 y 3 especies respectivamente que explicaron la similitud intragrupo, de las cuales

Z. capensis y *Troglodytes aedon* (ratona común) englobaron la totalidad de la similitud del grupo CNV-Per y *S. luteola*, *Myiopsitta monachus* (cotorra) y *Nothura maculosa* (inambú común) comprendieron la totalidad de la similitud del grupo CHU-Rur. Para el sitio GAT-Per, seis especies contribuyeron a la similitud intragrupo, siendo *M. monachus* y *Furnarius rufus* (hornero) las especies determinantes de la similitud del grupo al acumular el 51% de la misma.

Sobre la base de las abundancias de A.A., el CLUSTER separó a los sitios en cuatro grupos (ANOSIM: $R_{\text{global}} = 0,95$; $p = 0,001$) en un arreglo similar al obtenido en el análisis basado en las abundancias de A.T. (Figura 3b). Los grupos resultaron estadísticamente diferentes entre sí de acuerdo con las comparaciones de pares ($R > 0,84$; $p = 0,03$). Según los resultados del SIMPER, los sitios con uso de suelo rural presentaron un alto número de especies de aves que contribuyeron de manera relativamente homogénea a la similitud de cada grupo (CJ-Rur, 17 y CHU-Rur, 14). En este sentido, las contribuciones de las especies *Pseudoleistes virescens* (pecho amarillo), *Agelasticus thilius* (varillero ala amarilla), *Embernagra platensis* (verdón), *Cranioleuca sulphurifera* (curité ocráceo), *Pitangus sulphuratus* (benteveo común) y *Phleocryptes melanops* (junquero) acumularon el 47% de la similitud del grupo CJ-Rur. Para el sitio CHU-Rur el 50% de la similitud acumulada del grupo lo aportaron *Milvago chimango* (chimango), *A. thilius*, *Anthus correndera* (cachirla común), *Geothlypis aequinoctialis* (arañero cara negra), *P. melanops* y *P. sulphuratus*. En contraste, las similitudes de los sitios de áreas periurbanas estuvieron explicadas por un menor número de especies (CNV-Per, 3 y GAT-Per, 6). Así, *A. guarana* contribuyó con el 64% a la similitud del grupo CNV-Per, mientras que *Vanellus chilensis* (tero), *P. sulphuratus* y *Anas flavirostris* (pato barcino) acumularon el 73% de la similitud del grupo GAT-P.

El análisis de CLUSTER basado en las densidades de peces (Figura 4) separó al sitio CHU-Rur de CNV-Per, GAT-Per y CJ-Rur, los cuales integraron un mismo grupo (ANOSIM, $R_{\text{global}} = 0,99$, $p = 0,005$). El resultado del SIMPER evidenció que la contribución de las especies *Cheirodon interruptus* (mojarra colita negra), *Pseudocorynopoma doriae* (mojarra de velo),

Cnesterodon decemmaculatus (panzudito), *Diapoma terofali* (mojarrita) y *Hyphessobrycon meridionalis* (mojarra cola roja) acumularon el 85% de la similitud del grupo para CHU-Rur, a diferencia del grupo conformado por el resto de los sitios, donde solo el panzudito acumuló el 87% de la similitud del grupo.

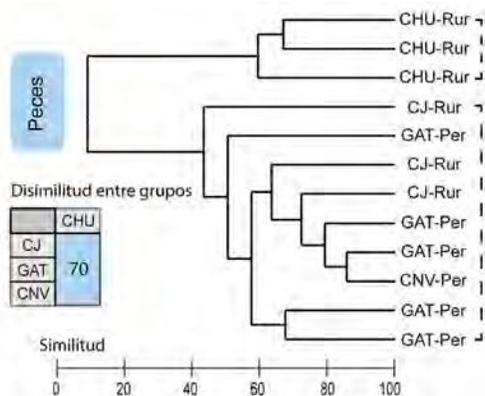


Figura 4. Agrupamientos obtenidos a partir de los CLUSTER basados en las abundancias de los peces. Los valores de disimilitud entre grupos obtenidos según SIMPER se consignan a la izquierda del CLUSTER.

Figure 4. Groupings obtained from CLUSTER analysis based on fish abundance. Groups dissimilarity values obtained in SIMPER analysis are consigned in the CLUSTER's left.

Al analizar la constitución de los ensamblajes de aves en función de su sensibilidad a la intervención humana del ambiente (Figura 5a), se observaron respuestas contrastantes entre

los sitios. En el caso de las aves acuáticas existió un predominio de especies con diversos grados de sensibilidad en los sitios con uso de suelo rural, pero los porcentajes de las que se favorecen con las perturbaciones de origen antrópico resultaron bajos. Por el contrario, en los sitios localizados en sectores periurbanos las especies de sensibilidad alta no estuvieron presentes y los mayores porcentajes de abundancia relativa correspondieron a las especies que se favorecen con las modificaciones antrópicas y las de menor sensibilidad. En el caso de las A.T., se observó una clara dominancia de aquellas que se favorecen con las perturbaciones antrópicas indistintamente entre los sitios. El análisis de las abundancias relativas de los peces en función de sus tolerancias al impacto antrópico (Figura 5b), mostraron un claro patrón de diferenciación entre el CHU-Rur respecto del resto. Dicha diferencia se basó fundamentalmente en la presencia en más de un 50% de especies sensibles o poco tolerantes en la constitución del ensamble de CHU-Rur y en la clara dominancia de especies muy tolerantes en el resto de los sitios.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en este estudio mostraron que existen importantes diferencias entre los ensamblajes, tanto de aves como de peces, de los arroyos y sus bañados de desborde,

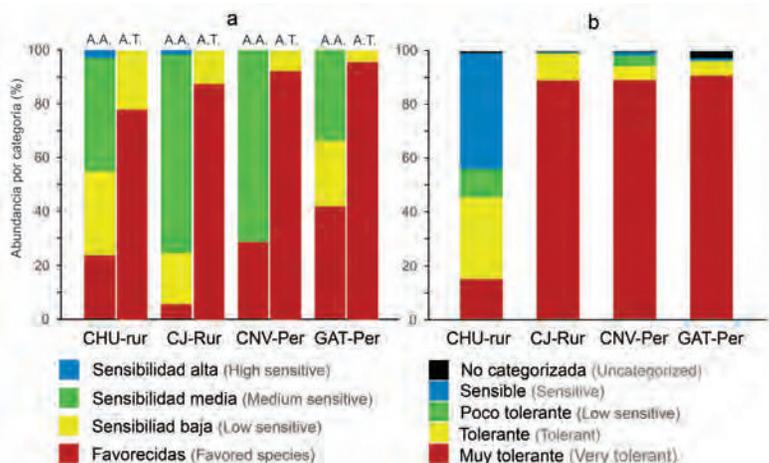


Figura 5. Abundancia relativa en función de su tolerancia a los disturbios antrópicos para los sitios estudiados. **a.** aves acuáticas (A.A.) y aves terrestres (A.T.) **b.** peces.

Figure 5. Relative abundance in function of their tolerance to anthropic disturbances for the study sites. **a.** Aquatic birds (A.A.) and terrestrial birds (A.T.) **b.** fishes.

según la cuenca de pertenencia. Weller (1999) y Batzer & Sharitz (2014) postulan que estos grupos de vertebrados se encuentran entre los más importantes indicadores de la salud y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. En este estudio se observó que en aquellos arroyos y bañados asociados donde se registraron los valores más bajos de riqueza y de diversidad, la intervención humana es más intensa, y tanto los cauces como el uso del territorio han sufrido las mayores modificaciones. No obstante, en cada subgrupo conformado por los sitios con uso de suelo rural por un lado y periurbano por otro, se observaron diferencias al comparar sus valores de riqueza específica y de diversidad.

Si bien los arroyos de zonas rurales presentan un menor grado de perturbación, el número de especies de aves registradas fue más alto en CJ-Rur que en CHU-Rur. Teniendo en cuenta que en ambos ambientes rurales la riqueza de aves acuáticas fue similar, la diferencia entre ambos sitios estuvo marcada por la mayor riqueza de aves terrestres en CJ-Rur. En este sentido, la diferencia entre la avifauna terrestre de ambos sitios puede tomarse como evidencia de una mayor diversidad de hábitats para este tipo de aves en el sitio CJ-Rur. La presencia de arboledas conspicuas alrededor del bañado posibilita la disponibilidad de estratos arbóreos en el sitio CJ-Rur, y la gran extensión de su bañado genera la existencia de una amplia franja de transición entre los ambientes acuáticos y terrestres, aumentando la complejidad estructural de este sistema. Este fenómeno resulta consistente con otros estudios donde se ha relacionado el aumento de diversidad y riqueza de aves con el aumento de la superficie de bañado y áreas forestadas en la cuenca (Mensing *et al.*, 1998). Sin embargo, el ensamble de peces tuvo una respuesta diferente al de aves, ya que tanto la riqueza como la diversidad resultaron superiores en CHU-Rur respecto de CJ-Rur. Por lo expuesto en la descripción de ambos arroyos, la diferencia tendría que ver fundamentalmente con las características de los cursos de agua. En este sentido, si bien tanto CHU-Rur como CJ-Rur poseen extensos bañados de desborde, el área correspondiente a aguas libres es comparativamente mayor al ocupado por vegetación y materia orgánica acumulada en

el sitio CHU-Rur. En contraposición, en CJ-Rur la proporción de bañado ocupado por vegetación y materia orgánica es considerablemente mayor, reduciendo al sector de aguas libres a una estrecha franja de escasa profundidad en el centro del cauce. Dadas estas características, el sitio CJ-Rur es apto solo para albergar algunas especies de peces que presentan adaptaciones para vivir en este tipo de ambiente, como por ejemplo *C. decemmaculatus* que puede captar el oxígeno disuelto de la capa superior del agua (Kramer & Mehegan, 1981). El mencionado fenómeno es consistente con otros estudios realizados en humedales, donde se reportó el aumento de la abundancia de peces en función a la proporción de superficie representada por aguas libres (Mensing *et al.*, 1998).

Los ensambles de aves y peces de los sitios periurbanos correspondieron a situaciones de mayor modificación antrópica con menor riqueza y diversidad, aunque también se distinguieron entre sí. Los valores más bajos para ambos grupos de aves se registraron en CNV-Per, lo que podría vincularse con una reducción en la diversidad de hábitats como consecuencia del uso de suelo agrícola extensivo. A pesar de ello, los menores valores de riqueza y diversidad de ensambles de peces fueron registrados en GAT-Per, donde el uso de suelo predominante fue agrícola intensivo. Esta disparidad, podría sugerir la existencia de un impacto diferencial por parte de ambos sistemas de agricultura sobre los ensambles de peces y aves y, en consecuencia, sobre los sistemas acuático y terrestre lindero al arroyo, hecho que merece ser explorado con mayor profundidad en futuros estudios.

Los resultados del presente estudio posibilitan discriminar cuáles son las especies que caracterizan a cada uno de los sitios. En el caso de las aves terrestres, las especies responsables de la similitud intragrupo fueron propias de cada uno de ellos. A diferencia del resto de los arroyos, la similitud en CJ-Rur estuvo dada por varias especies, evidenciando que la mayor superficie del bañado favorece una zona de transición más extendida entre los ambientes terrestres y acuáticos, que ejercería una fuerte influencia sobre la estructura de este ensamble. En lo que respecta a las aves

acuáticas, los sitios ubicados en áreas rurales presentaron identidad propia y ensamblajes cuyas similitudes intragrupo se explicaron por composiciones en las que estuvieron involucradas varias especies. Probablemente la menor intervención humana en la cuenca y el desarrollo de dos ambientes acuáticos con diferencias fisonómicas e hidrológicas influyan fuertemente en sus estructuras. En cuanto a los sitios de sectores periurbanos, los resultados confirmaron el empobrecimiento de estos ensamblajes como consecuencia de la intervención antrópica.

En el análisis de composición relativa de los ensamblajes en función de las abundancias de las especies con diferente sensibilidad al deterioro ambiental, en general, se observó que tanto en CHU-Rur como en CJ-Rur las aves acuáticas tuvieron buena representación de especies con baja tolerancia, mientras que CNV-Per y GAT-Per estuvieron dominados por las menos sensibles y con una menor cantidad de especies. Esto también se observó en el caso de los peces, donde CJ-Rur formó parte del grupo de los sitios habitados por especies categorizadas como muy tolerantes, debido a las características del sitio ya discutidas. Este fenómeno de reducción de especies y predominio de aquellas tolerantes en función del incremento de la presión antrópica sobre el ambiente ha sido documentado en otros sitios del planeta y fue denominado homogeneización biótica (Fuller *et al.*, 2015). Un caso particular en este análisis lo representaron las aves terrestres cuyos ensamblajes estuvieron indistintamente dominados por especies que se favorecen con la intervención humana sobre el ambiente.

En este trabajo se ha mostrado que las modificaciones producidas por las actividades humanas en el territorio y particularmente en las cuencas hidrográficas, generan cambios en los ensamblajes de especies que dependen del ambiente acuático para desarrollar su ciclo de vida. Esto podría tener consecuencias directas sobre el funcionamiento de estos ecosistemas. En este sentido, se ha comprobado que estas intervenciones, en muchos casos, han acelerado la degradación del hábitat en los bañados de desborde de los cursos de agua (Li *et al.*, 2019; Richter *et al.*, 2010; Opperman *et al.*, 2009).

Según diversos autores (Albert *et al.*, 2020; Fischer & Lindenmayer, 2007), esta situación está causando la pérdida de la biodiversidad en ambientes dulceacuícolas, lo cual resulta crítico ya que sostiene una alta riqueza de especies en relación con su limitada extensión.

El estudio en simultáneo de cuatro arroyos con bañados sometidos a diferente grado de intervención humana nos permitió registrar de qué manera en una misma región los cambios inducidos por el hombre condicionan la estructura de los ensamblajes de vertebrados conspicuos como las aves y los peces, posiblemente por la reducción selectiva en la capacidad de colonización, establecimiento y/o permanencia de las poblaciones que los configuran. Lo observado coincide con otros estudios en los que se comprobó que debido a la pérdida de disponibilidad de hábitat (Pardini *et al.*, 2010) y al incremento del aislamiento de los parches que mantienen condiciones para el desarrollo de las poblaciones (Amoros & Bornette, 2002), tanto la riqueza, como la diversidad y la abundancia de organismos se reduce y es reemplazada por ensamblajes compuestos principalmente por especies más tolerantes a los disturbios y con capacidades de dispersión alta (Edge *et al.*, 2017, van Puijenbroek *et al.*, 2018). Este fenómeno se ha vinculado con la desaparición local de las poblaciones por reducción de su tamaño (paradigma de las poblaciones pequeñas, Sæther *et al.*, 1996) y/o la pérdida de su viabilidad debido a la imposibilidad de recibir inmigrantes a causa del aislamiento (paradigma de las metapoblaciones, Hanski, 1999). Más allá de que nuestro diagnóstico acerca de la situación de los ensamblajes de aves y peces de los arroyos estudiados podría explicarse en buena medida sobre la base de las teorías planteadas, lo cierto es que en los sitios de mayor impacto humano han experimentado un profundo deterioro en su estructura.

El trabajo realizado representa un valioso aporte, no sólo por su carácter diagnóstico, sino también porque provee un enfoque multi-taxa que facilita la evaluación de la calidad ambiental sobre la base de la composición y estructura de sus ensamblajes de aves y peces, brindando herramientas novedosas para monitorear

las eventuales medidas de remediación que se implementen en ecosistemas acuáticos pampeanos.

AGRADECIMIENTOS

Los/as autores/agradecen a los/as revisores por su tiempo y esfuerzo en generar aportes que han mejorado sustancialmente el manuscrito. El presente estudio fue realizado mediante el financiamiento de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, Argentina; PICT 2015-1342 y el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina; PI-UE 22920160100049CO. Este trabajo representa la contribución científica número 1182 del Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet".

REFERENCIAS

- Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Balderas, S. C., Bussing, W., Stiassny, M. L. J., Skelton, P., Allen, G. R., Unmack, P., Naseka, A., Ng, R., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J. V., Heibel, T. J., Wikramanayake, E., Olson, D., López, H. L., Reis, R. E., Lundberg, J. G., Sabaj Pérez, M. H. & Petry, P. (2008). Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience*, 58, 403-414.
- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., Winemiller, K. R. & Ripple, W. J. (2020). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*.
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 3 257-284.
- Almirón, A., Casciotta, J., Piálek, L., Doubnerová, K. & Řičan, O. (2015). *Oligosarcus amome* (Ostariophysi: Characidae), a new species from the Río Uruguay basin, Misiones, Argentina. *Zootaxa*, 391(1), 581-590.
- Amoros, C. & Bornette, G. (2002). Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*, 47, 761-776.
- Aquino, A. E. (1997). Las especies de Hypoptomatinae (Pisces, Siluriformes, Loricariidae) en la Argentina. *Revista de Ictiología*, 5(1-2), 5-21.
- Arias, M., Scalise, A., Solis, M., Paracampo, A., Indaco, M., Fanelli, S., Mugni, H. & Bonetto, C. (2020). Horticulture affects macroinvertebrate assemblages in adjacent streams (Buenos Aires, Argentina). *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 421(1), 5.
- Azpelicueta, M. M. y Braga, L. (1991). Los Curimátidos en Argentina. En: Castellanos Z.A. (Ed.). *Fauna de agua dulce de la República Argentina* (pp. 1-55). Argentina: Profadu CONICET.
- Bateman, I. J., Harwood, A. R., Mace, G. M., Watson, R. T., Abson, D. J., Andrews, B., Binner, A., Crowe, A., Day, B. H., Dugdale, S., Fezzi, C., Foden, J., Hadley, D., Haines-Young, R., Hulme, M., Kontoleon, A., Lovett, A. A., Munday, P., Pascual, U., Paterson, J., Perino, G., Sen, A., Siriwardena, G., Van Soest, D. & Termansen, M. (2013). Bringing ecosystem services into economic decision-making: Land use in the United Kingdom. *Science*, 05, 45-50.
- Batzer, D. & Sharitz, R. (Eds.). (2014). *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands*. University of California Press.
- Bértora, A., Grosman, F., Sanzano, P. y Rosso, J. J. (2018). Composición y estructura de los ensambles de peces en un arroyo pampeano con uso de suelo contrastante. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 20(1), 11-22.
- Blann, K. L., Anderson, J. L., Sands, G. R. & Vondracek, B. (2009). Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39, 909-1001.

- Bozzetti, M. & Schulz, U. H. (2004). An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 529(1-3), 133-144.
- Braga, L. (1993). Los Anostomidae (Pisces, Characiformes) de Argentina. En: Castellanos Z. A. (Ed.). *Fauna de agua dulce de la República Argentina* (pp. 5-45). Argentina: Profadu, CONICET.
- Burcher, C. L. & Benfield, E. F. (2006). Physical and biological responses of streams to suburbanization of historically agricultural watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(2), 356-369.
- Casciotta, J., Almirón, A. y Bechara, J. (2005). *Peces del Iberá - hábitat y diversidad*. La Plata: Grafikar. Fundación Ecos, UNLP y UNNE.
- Chace, J. F. & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1), 46-69.
- Clarke, K. R. & Warwick, R. M. (2001). *Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation*. United Kingdom: Plymouth Marine Laboratory.
- Codesido, M. y Bilenca, D. N. (2011). Los pastizales y el servicio de soporte de la biodiversidad: Respuesta de la riqueza de aves terrestres a los usos de la tierra en la provincia de Buenos Aires. En: Laterra, P., Jobbágy, E. G., y Paruelo, J. M (Eds). *Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, Herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (pp. 511-526). Buenos Aires: INTA.
- Colautti, D., Brancolini, F., García, I., Garcia de Souza, J., Jensen, R., Maiztegui, T., Maroñas, M., Paracampo, A., Paredes del Puerto, J. M., Protogino, L. y Sendra, E. (2015). *Monitoreo de la ictiofauna en cursos de agua superficial de la cuenca hidrográfica Matanza-Riachuelo*. ACUMAR - CEC Nro. 4 - PECES.
- Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., Ricketts, T. H., Pejchar, L., Salzman, J. & Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 21-28.
- De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*, 7(3), 260-272.
- Deluchi, M., Kruse, E. E., Laurencena, P. C., Rojo, A. y Carol, E. S. (2005). Variaciones de los niveles freáticos y su relación con el agua superficial en La Plata (Provincia de Buenos Aires). En: *IV Congreso Hidrogeológico Argentino y II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de Hidrología Subterránea*. Río Cuarto, Córdoba, 25 al 28 de octubre de 2005. Recuperado en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/26567> (fecha de acceso: 02/09/2020)
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J. & Sullivan, C. A., (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81, 163-182.
- Edge, C. B., Fortin, M. J., Jackson, D. A. Lawrie, D., Stanfield, L. & Shrestha, N. (2017). Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities. *Landscape Ecology*, 32, 647-662.
- Feijoó, C. S., Giorgi, A., García, M. E. & Momo, F. (1999). Temporal and spatial variability in streams of a pampean basin. *Hydrobiologia*, 394, 41-52.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265-280.
- Fuller, M. R., Doyle, M. W. & Strayer, D. L. (2015). Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355(1): 31-51.
- Gafny, S., Goren, M. & Gasith, A. (2000). Habitat condition and fish assemblage structure in a coastal mediterranean stream (Yarqon, Israel)

- receiving domestic effluent. *Hydrobiologia*, 422/423, 319-330.
- Giorgi, A., Rosso, J. J. y Zunino, E. (2014). Efectos de la exclusión de ganado sobre la calidad ambiental de un arroyo pampeano. *Biología Acuática*, 30, 133-140.
- Goldstein, B. D., Kriesky, J. & Pavliakova, B. (2012). Missing from the table: role of the environmental public health community in governmental advisory commissions related to Marcellus Shale drilling. *Environmental Health Perspectives*, 120(4), 483-486.
- Granitto, M., Rosso, J. J., Boveri, M. B. y Rennella, A. M. (2016). Impacto del uso del suelo sobre la condición de ribera en arroyos pampeanos y su relación con la estructura de la comunidad de peces. *Biología Acuática*, 31, 19-27.
- Hanski, I. (1999). Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos*, 87, 209-219.
- Helms, B. S., Feminella, J. W. & Pan, S. (2005). Detection of biotic responses to urbanization using fish assemblages from small streams of western Georgia, USA. *Urban Ecosystems*, 8, 39-57.
- Hued, A. C. & Bistoni, M. D. L. Á. (2005). Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*, 543(1), 279-298.
- Karr, J.R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6, 21-27.
- Koerber, S., Litz, T. O. & Mirande, J. M. (2017). Supplement to Checklist of the freshwater fishes of Argentina. *Ichthyological Contributions of Peces Criollos*, 55, 1-1.
- Kramer, D. L. & Mehegan, J. P. (1981). Aquatic surface respiration, an adaptive response to hypoxia in the guppy, *Poecilia reticulata* (Pisces, Poeciliidae). *Environmental Biology of Fishes*, 6, 299-313.
- Lantschner, M. V. y Rusch, V. (2007). Impacto de diferentes disturbios antrópicos sobre las comunidades de aves de bosques y matorrales de Nothofagus antártica en el NO Patagónico. *Ecología Austral*, 17(1), 99-112.
- Li, B., Tan, W., Wen, L., Zhao, X., Peng, B., Yang, J., Lu, C., Wang, Y. & Lei, G. (2019). Anthropogenic habitat alternation significantly decreases a- and b-diversity of benthopelagic metacommunity in a large floodplain lake. *Hydrobiologia*, 847, 293-307.
- López-Lanús, B., Grilli, P., Coconier, E., Di Giacomo, A. y Banchs, R. (2008). *Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación*. Informe de Aves Argentinas /AOP y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires: Aves Argentinas AOP.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egho, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F., Paracchini, M. L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, P. H., Condé, S., Schägner, J. P., San Miguel, J., Estreguil, C., Ostermann, O., Barredo, J. I., Pereira, H. M., Stott, A., Laporte, V., Meiner, A., Olah, B., Royo Gelabert, E., Spyropoulou, R., Petersen, J. E., Maguire, C., Zal, N., Achilleos, E., Rubin, A., Ledoux, L., Brown, C., Raes, C., Jacobs, S., Vandewalle, M., Connor, D. & Bidoglio, G. (2013). *Mapping and assessment of ecosystems and their services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020*. Luxembourg: Publications office of the European Union.
- Martínez, M. M. (1993). Las Aves y la Limnología. En: Boltovskoy, A. y López, H. L. (Eds). *Conferencias de Limnología. Instituto de Limnología "Dr. R.A. Ringuelet"* (pp. 127-142). La Plata: Instituto de Limnología "Dr. R.A. Ringuelet".
- Mc Garrigle, M. L. (2014). Assessment of small water bodies in Ireland. *Biology and Environment Proceedings of the Royal Irish Academy*, 114B, 119-128.
- Mensing, D. M., Galatowitsch, S. M. & Tester, J. R. (1998). Anthropogenic effects on the biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape. *Journal of Environmental Management*, 53(4), 349-377.
- Mirande, J. M. & Koerber, S. (2020). Checklist of the Freshwater Fishes of Argentina. 2nd edition. (CLOFFAR-2). *Ichthyological Contributions of Peces Criollos*, 72, 1-81.

- Miserendino, M. L., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio, C. Y., Brand, C. & Kutschker, A. M. (2011). Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the Total Environment*, 409(3), 612-624.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4, 355-364.
- Opperman, J. J., Galloway, G. E., Fargione, J., Mount, J. F., Richter, B. D. & Secchi, S. (2009). Sustainable floodplains through large-scale reconnection to rivers. *Science*, 326, 1487-1488.
- Paracampo, A., Marrochi, N., García, I., Maiztegui, T., Carriquiriborde, P., Bonetto, C. & Mugni, H. (2020). Fish assemblages of Pampean streams (Buenos Aires, Argentina): relationships with abiotic and anthropogenic variables. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 92(2) e20190476.
- Pardini, R., de Arruda Bueno, A., Gardner, T. A., Prado, P. I. & Metzger, J. P. (2010). Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLOS ONE*, 5(10): e13666.
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., DeSante, D. F. y Milá, B. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Washington, DC: US Department of Agriculture.
- Reis, R. E. & Pereira, E. H. (2000). Three new species of the loricariid catfish genus *Loricariichthys* (Teleostei: Siluriformes) from southern South America. *Copeia*, 2000 (4), 1029-1047.
- Remes Lenicov, M., Colautti, D. C. y López, H. L. (2005). Ictiofauna de un ambiente lótico suburbano: el arroyo Rodríguez (Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*, 22, 223-230.
- Remsen, J. V. Jr, Areta, J. I., Cadena, C. D., Jaramillo, A., Nores, M., Pacheco, J. F., Prez-Emn, J., Robbins, M. B., Stiles, F. G., Stotz, D. F. & Zimmer, K. J. (2015). *A classification of the bird species of South America*. American Ornithologists Union.
- Říčan, O. & Kullander, S. O. (2008). The Australoheros (Teleostei: Cichlidae) species of the Uruguay and Paraná River drainages. *Zootaxa*, 1724(1), 1-51.
- Richards, C., Johnson, L.B. & Host, G.E. (1996). Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science*, 53, 295-311.
- Richter, B. D., Postel, S., Revenga, C., Scudder, T., Lehner, B., Churchill, A. & Chow, M. (2010). Lost in development's shadow: The downstream human consequences of dams. *Water Alternatives*, 3, 14-42.
- Ridgely, R. S. & Tudor, G. (2009). *Field guide to the songbirds of South America*. The Passerines. Austin: University of Texas Press.
- Rodrigues Capítulo, A., Gómez, N., Giorgi, A. & Feijoó, C. (2010). Global changes in pampean lowland streams (Argentina): Implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia*, 657(1), 53-70.
- Rodríguez Mata, J., Erize, F. y Rumboll, M. (2006) *Guía de campo Collins. Aves de Sudamérica, no Passeriformes*. Buenos Aires: Harper Collins Publishers.
- Roth, N. E., Allan, J. D. & Erickson, D. L. (1996). Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, 11, 141-156.
- Sæther, B. E., Ringsby, T. H. & Røskaft, E. (1996). Life history variation, population processes and priorities in species conservation: towards a reunion of research paradigms. *Oikos*, 77, 217-226.
- Solis, M., Mugni, H., Fanelli, S. & Bonetto, C. (2017). Effect of agrochemicals on macroinvertebrate assemblages in Pampasic streams, Buenos Aires, Argentina. *Environmental Earth Sciences*, 76(4), 180.
- Steedman, R. J. (1988). Modification and Assessment of an Index of Biotic Integrity to Quantify Stream Quality in Southern Ontario. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science*, 45, 492-501.

- Strayer, D. L. & Dudgeon, D. (2010).** Freshwater biodiversity conservation: Recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344-358.
- Terán, G. E., Benitez, M. F. & Mirande, J. M. (2020).** Opening the Trojan horse: phylogeny of *Astyanax*, two new genera and resurrection of *Psalidodon* (Teleostei: Characidae). *Zoological Journal of the Linnean Society*, XX, 1-18.
- van Puijenbroek, P. J., Buijse, A. D., Kraak, M. H. & Verdonschot, P. F. (2018).** Species and river specific effects of river fragmentation on European anadromous fish species. *River Research and Applications*, 35, 68-77.
- Weller, M. W. (1999).** *Wetland birds: habitat resources and conservation implications*. Cambridge: University Press.
- Zanotti, C. y Gómez, N. (2019).** Caracterización de bañados de desborde fluvial a partir de inventarios florísticos. En: Cortelezzi, A., Entraigas, I., Grosman, F. y Masson, I. (Eds). *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos* (pp. 116-118). Azul: Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

Material Suplementario de:

JUAN MARTÍN PAREDES DEL PUERTO *ET AL.* CARACTERIZACIÓN DE LA AVIFAUNA E ICTIOFAUNA ASOCIADA A LOS BAÑADOS DE DESBORDE FLUVIAL DE CUATRO ARROYOS PAMPEANOS CON USO DE SUELO CONTRASTANTE (BUENOS AIRES, ARGENTINA). *BIOLOGÍA ACUÁTICA*. 2020;35:01-12.

Tabla 1. Lista de las especies aves registradas en los sitios de muestreo, tipificación según su relación de dependencia del ambiente acuático (A.A.) o terrestre (A.T.) según el criterio de Martínez (1993) y según su respuesta a los disturbios antrópicos (D.A.) de acuerdo con López-Lanús *et al.* (2008) como SB: sensibilidad baja, SM: sensibilidad media, SA: sensibilidad alta, F: favorecidas. CHU-Rur: Chubichaminí, CJ-Rur: Cajaravilla, CNV-Per: Carnaval y GAT-Per: del Gato.

Table 1. List of bird species recorded in the sampling sites, classification by their dependence relation with aquatic (A.A.) or terrestrial environment (A.T) according to Martinez (1993) and classification by their response to antropic disturbances (D.A) according to López-Lanús *et al.* (2008) as SB: low sensitive, SM: medium sensitive, SA: high sensitive, F: favored species. CHU-Rur: Chubichaminí, CJ-Rur: Cajaravilla, CNV-Per: Carnaval y GAT-Per: del Gato.

Caracterización de la avifauna e ictiofauna asociada a los bañados de desborde fluvial de cuatro arroyos pampeanos con uso de suelo contrastante (Buenos Aires, Argentina)

Tabla 1. Lista de las especies aves registradas en los sitios de muestreo, tipificación según su relación de dependencia del ambiente acuático (A.A.) o terrestre (A.T.) según el criterio de Martínez (1993) y según su respuesta a los disturbios antrópicos (D.A.) de acuerdo con López-Lanús *et al.* (2008) como SB: sensibilidad baja, SM: sensibilidad media, SA: sensibilidad alta, F: favorecidas. CHU-Rur: Chubichamini, CJ-Rur: Cajaravilla, CNV-Per: Carnaval y GAT-Per: del Gato.

Table 1. List of bird species recorded in the sampling sites, classification by their dependence relation with aquatic (A.A.) or terrestrial environment (A.T.) according to Martínez (1993) and classification by their response to antropic disturbances (D.A) according to López-Lanús *et al.* (2008) as SB: low sensitive, SM: medium sensitive, SA: high sensitive, F: favored species. CHU-Rur: Chubichamini, CJ-Rur: Cajaravilla, CNV-Per: Carnaval y GAT-Per: del Gato.

| | CHU-Rur | CJ-Rur | CNV-Rur | GAT-Rur | Ambiente | D.A. |
|---|---------|--------|---------|---------|----------|------|
| TINAMIFORMES | | | | | | |
| Tinamidae | | | | | | |
| <i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815) | X | X | - | - | A.T. | SB |
| ANSERIFORMES | | | | | | |
| Anhimidae | | | | | | |
| <i>Chauna torquata</i> (Oken, 1816) | | X | | | A.A. | SB |
| Anatidae | | | | | | |
| <i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766) | - | X | - | - | A.A. | SB |
| <i>Cygnus melancoryphus</i> (Molina, 1782) | - | X | - | - | A.A. | SB |
| <i>Callonetta leucophrys</i> (Vieillot, 1816) | - | X | - | - | A.A. | SB |
| <i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789) | X | X | - | - | A.A. | SB |
| <i>Anas flavirostris</i> Vieillot, 1816 | X | X | - | X | A.A. | SM |
| <i>Anas georgica</i> Vieillot, 1816 | - | X | - | - | A.A. | SB |
| <i>Anas bahamensis</i> Linnaeus, 1758 | - | X | - | X | A.A. | SB |
| <i>Anas versicolor</i> Vieillot, 1816 | - | X | - | - | A.A. | SB |
| <i>Anas discors</i> Linnaeus, 1766 | - | - | - | X | A.A. | SB |
| <i>Anas platalea</i> Vieillot, 1816 | - | X | - | - | A.A. | SM |
| PODICIPEDIFORMES | | | | | | |
| Podicipedidae | | | | | | |
| <i>Rallandia rolland</i> (Quoy & Gaimard, 1824) | - | X | - | - | A.A. | SM |
| CICONIIFORMES | | | | | | |
| Ciconiidae | | | | | | |
| <i>Ciconia maguari</i> (Gmelin, 1789) | X | X | - | - | A.A. | SB |
| SULIFORMES | | | | | | |
| Phalacrocoracidae | | | | | | |
| <i>Phalacrocorax brasillanus</i> King, 1828 | - | X | - | - | A.A. | F |
| PELECANIFORMES | | | | | | |
| Ardeidae | | | | | | |
| <i>Tigrisoma lineatum</i> Vieillot, 1817 | - | X | - | - | A.A. | SM |
| <i>Ixobrychus involucris</i> Vieillot, 1823 | | X | | | | SB |
| <i>Nycticorax nycticorax</i> Linnaeus, 1758 | - | X | - | - | A.A. | SB |
| <i>Bubulcus ibis</i> Linnaeus, 1758 | - | X | - | - | A.A. | F |
| <i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1758 | - | X | - | X | A.A. | SB |

| | | | | | | |
|--|---|---|---|---|------|----|
| <i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758 | - | X | - | - | A.A. | SB |
| <i>Syrigma sibilatrix</i> Temminck, 1824 | - | X | - | - | A.A. | SM |
| <i>Egretta thula</i> Molina, 1782 | - | X | - | - | A.A. | SB |
| Threskiornithidae | | | | | | |
| <i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823) | - | X | - | - | A.A. | SB |
| <i>Platalea ajaja</i> (Linnaeus, 1758) | - | X | - | - | A.A. | SM |
| ACCIPITRIFORMES | | | | | | |
| Accipitridae | | | | | | |
| <i>Rostrhamus sociabilis</i> (Vieillot, 1817) | - | X | - | - | A.A. | F |
| <i>Circus buffoni</i> Gmelin, 1789 | X | - | - | X | A.A. | SM |
| <i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1789) | - | - | - | X | A.T. | F |
| GRUIFORMES | | | | | | |
| Aramidae | | | | | | |
| <i>Aramus guarauna</i> Linnaeus, 1766 | - | - | X | X | A.A. | SM |
| Rallidae | | | | | | |
| <i>Aramides ypecaha</i> Vieillot, 1819 | X | X | - | X | A.A. | SM |
| <i>Aramides cajaneus</i> (Muller, 1776) | - | X | - | - | A.A. | SA |
| <i>Laterallus leucopyrrhus</i> (Vieillot, 1819) | - | X | - | - | A.A. | SM |
| <i>Pardirallus sanguinolentus</i> (Swainson, 1838) | X | X | - | - | A.A. | SM |
| <i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818) | - | X | - | - | A.A. | SB |
| <i>Gallinula melanops</i> (Vieillot, 1819) | - | X | - | X | A.A. | SM |
| <i>Fulica leucoptera</i> Vieillot, 1819 | - | - | - | X | A.A. | SM |
| CHARADRIIFORMES | | | | | | |
| Charadriidae | | | | | | |
| <i>Vanellus chilensis</i> Molina, 1782 | X | X | - | X | A.A. | F |
| <i>Tringa flavipes</i> | X | - | - | - | A.A. | SB |
| Scolopacidae | | | | | | |
| <i>Gallinago paraguayae</i> (Vieillot, 1816) | | X | | | A.A. | SB |
| <i>Tringa flavipes</i> Gmelin, 1789 | | X | | | A.A. | SB |
| Jacaniidae | | | | | | |
| <i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766) | - | X | - | X | A.A. | SB |
| COLUMBIFORMES | | | | | | |
| Columbidae | | | | | | |
| <i>Columba livia</i> Gmelin, 1789 | - | X | - | - | A.T. | |
| <i>Patagioenas picazuro</i> Temminck, 1813 | - | X | - | X | A.T. | F |
| <i>Patagioenas maculosa</i> Temminck, 1813 | X | - | - | - | A.T. | F |
| <i>Zenaida auriculata</i> Des Murs, 1847 | - | X | - | - | A.T. | F |
| <i>Leptotila verreauxi</i> (Bonaparte, 1855) | - | X | - | - | A.T. | SB |
| APODIFORMES | | | | | | |
| Trochillidae | | | | | | |
| <i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812) | - | X | - | - | A.T. | F |

Caracterización de la avifauna e ictiofauna asociada a los bañados de desborde fluvial de cuatro arroyos pampeanos con uso de suelo contrastante (Buenos Aires, Argentina)

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|------|----|
| CORACIIFORMES | | | | | | |
| Alcedinidae | | | | | | |
| <i>Megasceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766) | X | - | - | - | A.A. | SB |
| <i>Chloroceryle amazona</i> Latham, 1790 | - | - | - | X | A.A. | SB |
| <i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788) | X | - | - | - | A.A. | SB |
| Piciformes | | | | | | |
| Picidae | | | | | | |
| <i>Colaptes melanochloros</i> Gmelin, 1788 | | | | X | A.A. | SB |
| FALCONIFORMES | | | | | | |
| Falconidae | | | | | | |
| <i>Caracara plancus</i> Miller, 1777 | X | X | X | - | A.A. | F |
| <i>Milvago chimango</i> Vieillot, 1816 | X | - | - | - | A.A. | F |
| PSITTACIFORMES | | | | | | |
| Psittacidae | | | | | | |
| <i>Myiopsitta monachus</i> (Finsch, 1868) | X | X | - | X | A.T. | F |
| <i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776) | - | X | - | - | A.T. | SB |
| PASSERIFORMES | | | | | | |
| Furnariidae | | | | | | |
| <i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788) | - | X | - | X | A.T. | F |
| <i>Phleocryptes melanops</i> Vieillot, 1817 | X | X | - | - | A.A. | SM |
| <i>Phacellodomus striaticollis</i> (Orbigny & Lafresnaye, 1838) | - | X | - | - | A.A. | SM |
| <i>Cranioleuca sulphurifera</i> (Burmeister, 1869) | X | X | - | - | A.A. | SA |
| <i>Spartonoica maluroides</i> Orbigny & Lafresnaye, 1837 | X | - | - | - | A.A. | SM |
| <i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856 | - | X | - | - | A.T. | SB |
| Tyrannidae | | | | | | |
| <i>Tachuris rubrigastra</i> Vieillot, 1817 | X | - | - | - | A.A. | SM |
| <i>Pseudocolopteryx flaviventris</i> Lafresnaye & d'Orbigny, 1837 | X | - | - | - | A.A. | SB |
| <i>Hymenops perspicillatus</i> (Gmelin, 1789) | X | X | X | - | A.A. | SM |
| <i>Pitangus sulphuratus</i> Linnaeus, 1766 | X | X | - | X | A.A. | F |
| Hirundinidae | | | | | | |
| <i>Progne tapera</i> Linnaeus, 1766 | - | X | - | - | A.T. | F |
| <i>Tachycineta leucorrhoa</i> (Vieillot, 1817) | X | X | - | - | A.A. | F |
| <i>Tachycineta meyeri</i> Meyen, 1834 | - | X | - | - | A.A. | SB |
| <i>Hirundo rustica</i> Boddaert, 1789 | X | - | - | - | A.A. | SB |
| Troglodytidae | | | | | | |

Picidae

Colaptes melanochloros Gmelin, 1788 X A.A. SB

FALCONIFORMES

Falconidae

Caracara plancus Miller, 1777 X X X - A.A. F

Milvago chimango Vieillot, 1816 X - - - A.A. F

PSITTACIFORMES

Psittacidae

Myiopsitta monachus (Finsch, 1868) X X - X A.T. F

Psittacara leucophthalmus (Statius Muller, 1776) - X - - A.T. SB

PASSERIFORMES

Furnariidae

Furnarius rufus (Gmelin, 1788) - X - X A.T. F

Phleocryptes melanops Vieillot, 1817 X X - - A.A. SM

Phacellodomus striaticollis (Orbigny & Lafresnaye, 1838) - X - - A.A. SM

Cranioleuca sulphurifera (Burmeister, 1869) X X - - A.A. SA

Spartonoica maluroides Orbigny & Lafresnaye, 1837 X - - - A.A. SM

Synallaxis spixi Sclater, 1856 - X - - A.T. SB

Tyrannidae

Tachuris rubrigastra Vieillot, 1817 X - - - A.A. SM

Pseudocolopteryx flaviventris Lafresnaye & d'Orbigny, 1837 X - - - A.A. SB

Hymenops perspicillatus (Gmelin, 1789) X X X - A.A. SM

Pitangus sulphuratus Linnaeus, 1766 X X - X A.A. F

Hirundinidae

Progne tapera Linnaeus, 1766 - X - - A.T. F

Tachycineta leucorrhoa (Vieillot, 1817) X X - - A.A. F

Tachycineta meyeri Meyen, 1834 - X - - A.A. SB

Hirundo rustica Boddaert, 1789 X - - - A.A. SB

Troglodytidae

Troglodytes aedon Vieillot, 1808 - X X X8 A.T. F

Turdidae

Turdus amaurochalinus Cabanis, 1851 - X - - A.T. F

Sturnidae

Sturnus vulgaris Linnaeus, 1758 - X - - A.T.

Motacillidae

Anthus correndera Vieillot, 1818 X X - - A.A. SB

Caracterización de la avifauna e ictiofauna asociada a los bañados de desborde fluvial de cuatro arroyos pampeanos con uso de suelo contrastante (Buenos Aires, Argentina)

Thraupidae

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|------|----|
| <i>Donacospiza albifrons</i> (Vieillot, 1817) | X | - | - | - | A.A. | SB |
| <i>Poospiza nigrorufa</i> Lafresnaye & DOrbigny, 1837 | - | X | - | - | A.A. | SM |
| <i>Sicalis luteola</i> Sparrman, 1789 | X | X | - | - | A.T. | F |
| <i>Embernagra platensis</i> Gmelin, 1789 | X | X | - | - | A.A. | SB |
| <i>Sporophila caeruleascens</i> Vieillot, 1817 | - | X | - | - | A.T. | SB |

Emberizidae

| | | | | | | |
|--|---|---|---|---|------|---|
| <i>Ammodramus humeralis</i> Bosc, 1792 | | | X | | A.A. | |
| <i>Zonotrichia capensis</i> Latham, 1790 | - | X | X | X | A.T. | F |

Parulidae

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|------|----|
| <i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789) | X | X | - | - | A.A. | SB |
|---|---|---|---|---|------|----|

Icteridae

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|------|----|
| <i>Agelasticus thilius</i> (Molina, 1782) | X | X | - | - | A.A. | SM |
| <i>Chrysomus ruficapillus</i> (Vieillot, 1819) | X | - | - | - | A.A. | SB |
| <i>Pseudoleistes virescens</i> (Vieillot, 1819) | X | X | - | - | A.A. | SM |
| <i>Agelaioides badius</i> (Vieillot, 1819) | - | X | X | X | A.T. | F |
| <i>Molothrus rufoaxillaris</i> Cassin, 1866 | - | X | X | X | A.T. | SB |
| <i>Molothrus bonariensis</i> Gmelin, 1789 | - | X | - | - | A.T. | F |
| <i>Sturnella superciliiaris</i> (Bonaparte, 1851) | X | X | - | - | A.T. | SB |

Material Suplementario de:

JUAN MARTÍN PAREDES DEL PUERTO *ET AL.* CARACTERIZACIÓN DE LA AVIFAUNA E ICTIOFAUNA ASOCIADA A LOS BAÑADOS DE DESBORDE FLUVIAL DE CUATRO ARROYOS PAMPEANOS CON USO DE SUELO CONTRASTANTE (BUENOS AIRES, ARGENTINA). *BIOLOGÍA ACUÁTICA*. 2020;35:01-12.

Tabla 2. Lista de las especies de peces registradas en los sitios de muestreo y su clasificación en categorías de sensibilidad a los disturbios antropicos basadas en estudios desarrollados por diversos autores (Bertora *et al.*, 2018, Bozzetti y Schulz, 2004; Colautti *et al.*, 2015; Hued y Bistoni, 2005; Remes Lenicov *et al.*, 2005). T: Tolerante, S: Sensible, PT: Poco Tolerante, MT: Muy Tolerante y NC: No Categorizada. CHU-Rur: Chubichaminí, CJ-Rur: Cajaravilla, CNV-Per: Carnaval y GAT-Per: del Gato.

Table 2. List of fish species recorded in the sampling sites and their classification in categories of human disturbances sensitivity based on studies carried out by different authors (Bertora *et al.*, 2018, Bozzetti y Schulz, 2004; Colautti *et al.*, 2015; Hued y Bistoni, 2005; Remes Lenicov *et al.*, 2005). MT: very tolerant, T: tolerant, PT: low sensitive, S: sensitive, and NC: Uncategorized. CHU-rur: Chubichaminí, CJ-Rur: Cajaravilla, CNV-Per: Carnaval y GAT-Per: del Gato.

Caracterización de la avifauna e ictiofauna asociada a los bañados de desborde fluvial de cuatro arroyos pampeanos con uso de suelo contrastante (Buenos Aires, Argentina)

Tabla 2. Lista de las especies de peces registradas en los sitios de muestreo y su clasificación en categorías de sensibilidad a los disturbios antropicos basadas en estudios desarrollados por diversos autores (Bertora *et al.*, 2018, Bozzetti y Schulz, 2004; Colautti *et al.*, 2015; Hued y Bistoni, 2005; Remes Lenicov *et al.*, 2005). T: Tolerante, S: Sensible, PT: Poco Tolerante, MT: Muy Tolerante y NC: No Categorizada. CHU-Rur: Chubichaminí, CJ-Rur: Cajaravilla, CNV-Per: Carnaval y GAT-Per: del Gato.

Table 2. List of fish species recorded in the sampling sites and their classification in categories of human disturbances sensitivity based on studies carried out by different authors (Bertora *et al.*, 2018, Bozzetti y Schulz, 2004; Colautti *et al.*, 2015; Hued y Bistoni, 2005; Remes Lenicov *et al.*, 2005). MT: very tolerant, T: tolerant, PT: low sensitive, S: sensitive, and NC: Uncategorized. CHU-rur: Chubichaminí, CJ-Rur: Cajaravilla, CNV-Per: Carnaval y GAT-Per: del Gato.

| | CHU-Rur | CJ-Rur | CNV-Per | GAT-Per | Categorización |
|--|---------|--------|---------|---------|----------------|
| CYPRINIFORMES | | | | | |
| Cyprinidae | | | | | |
| <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758 | X | - | - | - | T |
| CHARACIFORMES | | | | | |
| Curimatidae | | | | | |
| <i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1870) | X | X | - | X | S |
| <i>Steindachnerina biornata</i> (Braga & Azpelicueta, 1987) | X | - | - | - | S |
| Prochilodontidae | | | | | |
| <i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837) | X | - | - | - | NC |
| Anostomidae | | | | | |
| <i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837) | X | - | - | - | NC |
| Erythrinidae | | | | | |
| <i>Hoplias argentinensis</i> Rosso, González-Castro, Bogan, Cardoso, Mabragna, Delpiani & Díaz de Astarloa, 2018 | X | X | - | X | NC |
| Characidae | | | | | |
| <i>Psalidodon eigenmanniorum</i> (Cope, 1894) | X | - | - | - | PT |
| <i>Psalidodon rutilus</i> (Jenyns, 1842) | X | - | - | - | S |
| <i>Psalidodon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907) | X | - | - | - | S |
| <i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875) | X | - | - | - | NC |
| <i>Andromakhe stenohalina</i> | X | - | - | - | S |
| <i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887) | X | - | X | - | PT |
| <i>Charax stenopterus</i> (Cope, 1894) | X | - | - | - | S |
| <i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842) | X | X | X | X | T |
| <i>Diapoma terofali</i> (Géry, 1964) | X | - | - | - | S |
| <i>Hyphessobrycon meridionalis</i> Ringuelet, Miquelarena & Menni, 1978 | X | - | - | - | S |
| <i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864) | X | X | - | - | S |
| <i>Oligosarcus oligolepis</i> (Steindachner, 1867) | X | - | - | - | S |
| <i>Pseudocorynopoma doriae</i> Perugia, 1891 | X | - | X | X | S |
| Crenuchidae | | | | | |
| <i>Characidium rachovii</i> Regan, 1913 | X | - | - | - | S |
| SILURIFORMES | | | | | |
| Heptapteridae | | | | | |
| <i>Pimelodella laticeps</i> Eigenmann, 1917 | X | - | X | - | PT |
| Callichthyidae | | | | | |
| <i>Corydoras longipinnis</i> Knaack, 2007 | X | X | X | X | NC |
| <i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842) | X | X | X | X | MT |

Loricariidae

| | | | | | |
|--|---|---|---|---|----|
| <i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1836) | X | - | - | - | S |
| <i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836 | X | - | - | - | T |
| <i>Otocinclus arnoldi</i> (Steindachner, 1877) | X | X | X | - | PT |

CYPRINODONTIFORMES

Poeciliidae

| | | | | | |
|--|---|---|---|---|----|
| <i>Cnesterodon decemmaculatus</i> (Jenyns, 1842) | X | X | X | X | MT |
| <i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868) | - | X | - | X | MT |

Anablepidae

| | | | | | |
|--|---|---|---|---|----|
| <i>Jenynsia lineata</i> (Jenyns, 1842) | X | - | X | - | MT |
|--|---|---|---|---|----|

SYMBRANCHIFORMES

Synbranchidae

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| <i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795 | - | X | - | - | T |
|---|---|---|---|---|---|

CICHLIFORMES

Cichlidae

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|----|
| <i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842) | X | X | - | X | PT |
| <i>Gymnogeophagus meridionalis</i> Reis & Malabarba, 1988 | X | - | - | X | PT |

Expansión urbana, humedales y evolución en los usos del suelo en el Gran La Plata

ISABEL LÓPEZ¹, DANIELA ROTGER^{1,2}

¹Centro de Investigaciones Urbanas y Territoriales (CIUT-FAU-UNLP), La Plata, Argentina.

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, (CONICET).

E-mail: ilopez.arqui@gmail.com

RESUMEN. Junto con la fundación de la ciudad de La Plata, en tierras aledañas de muy buena calidad se previeron actividades agropecuarias, que no sólo abastecen hasta la actualidad a las ferias barriales, sino que este cinturón productivo provee de productos frescos al Gran La Plata y la Región Metropolitana de Buenos Aires. La tecnología empleada para la producción de alimentos ha cambiado sustancialmente, así como la utilización del suelo, en la que compiten en extremo la presión urbanizadora y las actividades hortícolas y florísticas. Los instrumentos de planificación en la ciudad no acompañaron el desarrollo de la producción intensiva, y lo urbano fue extendiéndose sobre lo rural, ocasionando la pérdida de diversidad en los cultivos y el deterioro de valiosos ecosistemas, como los bañados de desborde fluvial. El objetivo de este artículo es realizar una revisión de los conflictos ambientales que han llevado al deterioro de los ecosistemas y el suelo en la ciudad, considerando como unidades ambientales-territoriales las sub-cuencas de arroyos, abordando las estrategias que podrían emplearse para mejorar la calidad de vida en las áreas periurbanas y rurales. La contigüidad en forma de ciudad difusa desde el urbanismo, sobre los bañados o cañadas que dan origen a los arroyos, así como el uso de agroquímicos y la falta de servicios básicos, aumenta la degradación ambiental, el riesgo de inundación por falta de superficie de infiltración, anula los servicios ecosistémicos contribuye a la reducción o desaparición de los humedales. Es necesario promover la coexistencia de ambos ámbitos, siendo que lo rural puede favorecerse de la accesibilidad que otorga lo urbano, que incorpora vías de comunicación y transporte público.

Palabras clave: Bañados, expansión urbana, Gran La Plata, matriz periurbana y rural, usos del suelo.

ABSTRACT. Together with the foundation of the city of La Plata, agricultural activities were planned in the surrounding lands that were of very good quality. This productive belt does not supply neighbourhood fairs to date but also provides fresh products to Great La Plata and the Metropolitan Region of Buenos Aires. The technology used for food production has changed, as well as the use of the land, in which urbanized pressure and horticultural and floristic activities are extremely competitive. The planning instruments in the city did not accompany the development of intensive production, and the urban environment spread over the rural, causing the loss of diversity in crops and the deterioration of valuable ecosystems, such as the wetlands. The main objective of this article is to unravel the environmental conflicts that resulted in the damage of ecosystems and soil in the city, considering the sub-basins of streams as environmental-territorial units, addressing the strategies that could be used to improve the quality of life in peri-urban and rural areas. The contiguity in the form of a diffuse city from urban planning on wetlands that give rise to streams, as well as the use of agrochemicals and the lack of basic services, increases environmental degradation and the risk of flooding due to lack of infiltration surface, nullifies ecosystem services and causes wetlands to reduce or disappear. It is necessary to promote the coexistence of both areas, since the rural can benefit from the accessibility that the urban provides through communication routes and public transport.

Keywords: Greater La Plata, land uses, peri-urban and rural matrix, urban expansion, wetlands.

Proceso de expansión urbana del Gran La Plata

El Gran La Plata (GLP) (Figura 1) es un conglomerado urbano situado sobre el litoral sur de la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA), formado por los partidos de La Plata, Berisso, Ensenada y Puerto La Plata. La región cuenta con una población de 801901 habitantes en base a proyecciones del Censo Nacional del año 2010 (INDEC, 2010). De esa población, 654112 habitantes pertenecen al partido de La Plata, 89096 al de Berisso y 58693 habitantes al partido de Ensenada (López *et al.*, 2016). La ciudad de La Plata, como cabecera del GLP, fue fundada sobre el paraje denominado en

agrícola, ganadera y portuaria, el paisaje original descrito ya se encontraba transformado, sin embargo la fundación de la ciudad de La Plata en 1882 como capital de la Provincia de Buenos Aires dio lugar a profundas modificaciones del relieve natural.

El proceso de organización urbana de La Plata puede resumirse en cuatro grandes etapas relacionadas con los procesos de expansión de la RMBA. Una primera etapa que abarca hasta la década del '30 del siglo XX, una segunda que comprende el proceso de industrialización iniciado por la sustitución de importaciones (1930 - 1955), la tercera delimitada por la profundización de la sustitución de importaciones (1955 - 1976), y

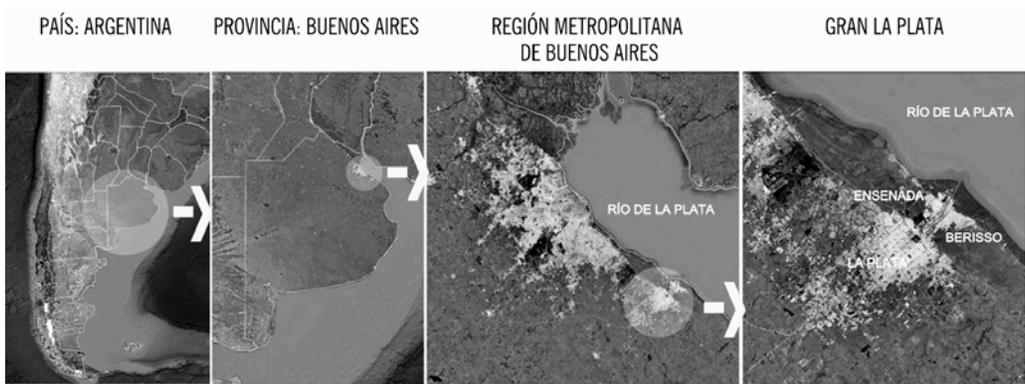


Figura 1. Localización regional del Gran La Plata. Fuente: Rotger *et al.*, 2018.

Figure 1. Regional location of Greater La Plata.

1882 como “Lomas de Ensenada”, localizada en la pampa ondulada, con una altitud variable entre los 5 y los 22,5 ms.n.m. dentro del casco fundacional. El paisaje primitivo de la región estaba caracterizado por el estuario del Río de la Plata, la pampa ondulada, la franja de bañados y el albardón costero, como límite de la costa del estuario. Las tres comunidades vegetales que existían en la región eran el manto cespitoso, el talar y en algunos sectores la selva marginal rioplatense. Además, existía un conjunto de arroyos que llevaban al estuario del río las aguas pluviales, entre los que las crónicas fundacionales destacan se hallan El Pescado, cercano a Magdalena, y del Gato, ubicado en la zona elegida para fundar la ciudad de La Plata (Rotger y López, 2019).

Ya desde fines del siglo XVII la región estaba poblada, por lo cual, debido a la actividad

una última etapa desde 1976 hasta la actualidad. El proyecto fundacional de La Plata, como ciudad planificada puede resumirse en tres elementos básicos: el casco urbano, un cuadrado perfecto de unos 5,2 km por lado (Garnier, 1994) totalizando una superficie de aproximados 27 km², el puerto y la zona de quintas y chacras, que siguiendo la proyección de las avenidas del casco y pasando la avenida de circunvalación, se situaba como un sistema de anillos de abastecimiento regional y local.

Mientras en la periferia norte las tierras fueron entregadas por el gobierno de la provincia o adquiridas a bajo costo por familias vinculadas con el poder político, también se asentaron inmigrantes portugueses y japoneses que se dedicaron a la producción de hortalizas y flores. En la periferia sur los propietarios de la tierra, en conjunto con las primeras inmobiliarias,

realizaron la subdivisión de quintas originales en manzanas urbanas para que allí se asentara la población obrera, los talleres y pequeños comercios. Esta situación trajo aparejado un tejido urbano más denso y de terrenos pequeños (Frediani, 2010).

A partir de la década de 1930 debido a la masiva oleada migratoria que se produjo desde el interior del país hacia zonas con mayor desarrollo industrial, como parte de la política de sustitución de importaciones y del desarrollo del transporte automotor, el crecimiento urbano de la ciudad de La Plata comenzó a extenderse por fuera del casco. La subdivisión del suelo rural en pequeñas parcelas permitió el acceso masivo a la propiedad individual en áreas periféricas.

En la segunda etapa del modelo sustitutivo de importaciones, el crecimiento residencial comenzó a extenderse en condiciones precarias, carente de infraestructuras básicas y sobre áreas inundables. Es así como emerge una nueva forma de ocupación masiva de la tierra urbana: la ocupación ilegal de la tierra de migrantes procedentes de distintas partes de Argentina y países limítrofes sin ningún plan de urbanización ni de servicios públicos, implicando graves problemas para las personas y el ambiente (Frediani, 2010).

Desde la planificación territorial, en el año 1961 es elaborado el plan URBIS (Plan Regulador Conjunto para los Partidos de La Plata y Ensenada) que comprendía a dos municipios de la región y, entre sus objetivos, contaba con el desarrollo coordinado del área urbana de expansión de los tres partidos. Esta proponía la densificación del casco fundacional y la contención del crecimiento en las periferias, aunque en la práctica sólo sucedió lo primero. Entre 1976 y 1991, con el modelo aperturista importador, la actividad industrial se vio notoriamente diezmada en la región, especialmente en La Plata y Berisso. La desocupación y la precarización de los salarios condujeron a un aumento de la pobreza en la zona urbana, incrementándose los asentamientos precarios, surgiendo también otros hábitats informales sobre áreas no aptas para la urbanización.

En este período se promulga el decreto Ley de Ordenamiento Territorial y Usos del Suelo

de la Provincia de Buenos Aires (1977) y un año después la Ordenanza Municipal n°4495 de Zonificación según Usos y Normas de Subdivisión de Tierras en el Partido de La Plata, que tiene como finalidad adecuar la citada ley. También se produce un aumento poblacional en áreas periféricas y extraurbanas, desbordándose los límites propuestos en la Ordenanza N°4495, y un leve decrecimiento en el Casco Fundacional (Frediani, 2010).

Mientras en el año 1990 el área urbana del Partido de La Plata ocupaba 4831 ha (Atlas CIPUV), en el año 2000 abarcaba 7815 ha, y en 2010 llegaba a 11172 ha, lo que significa un incremento porcentual similar en los dos períodos intercensales (38% y 30%, respectivamente). Sin embargo, el mayor incremento en el período 2000-2010 se asocia con la extensión en superficie de la zona urbana con un patrón fragmentado, lo que configura una zona que denominaremos periurbana, mientras que en el período 1990-2001 se incrementó alrededor de un 10% en el período 2000-2010 lo ha hecho casi un 52%.

En relación con el área rural, el mismo estudio revela un incremento del 13% en el período 1990-2000 y de un 25% en el siguiente período, acumulando un 35%, porcentaje notoriamente inferior al de los incrementos de las superficies urbana y periurbana.

En la Figura 2 se visualiza el proceso de expansión urbana del GLP, desde el siglo XIX hasta la actualidad.

Por lo expuesto, ningún instrumento de planificación como un plan Director o un Plan Urbano Territorial planteó orientar el crecimiento urbano hacia lugares ambientalmente seguros. Esta interpretación surge de la escasa restricción a la ocupación en zonas inundables como las planicies de inundación, como así también de la falta de gestión y seguimiento de la ocupación de la zona rural por viviendas y por el aumento de invernaderos. La superficie cubierta por estos últimos se incrementó en forma exponencial en las últimas décadas alcanzando las 8000 ha cubiertas en 2016 (Diario El Día, 2016).

Lo urbano, lo periurbano y lo rural en los últimos treinta años

Lo urbano refiere a una ocupación y subdivisión

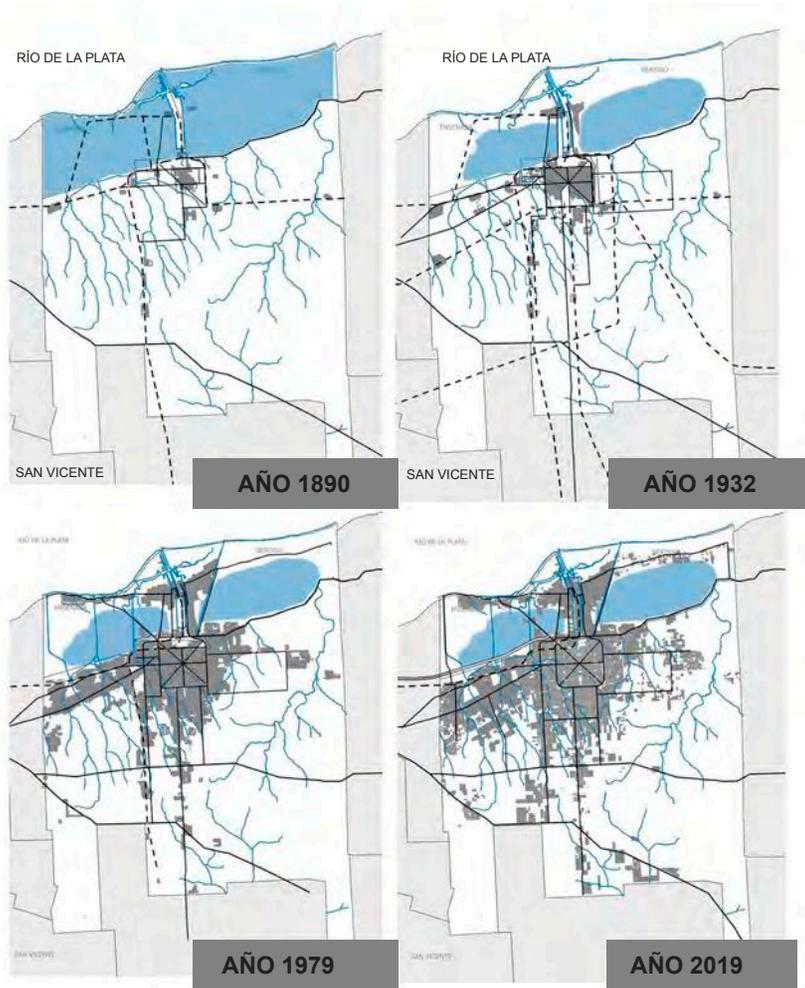


Figura 2. Expansión del área urbana del Gran La Plata. Fuentes: Elaboración de López, y Rodríguez Daneri (en base a López, 1992; Hurtado, M. A., Giménez, J. E., *et al.* (2006) y Plano de ocupación del Gran La Plata del Plan Director de Reducción de Riesgo de Inundaciones. La Plata; Plano de Ocupación del Gran La Plata (2019) Eugenia Rodríguez Daneri)
Figure 2. Expansion of the urban area in Greater La Plata.

del suelo intensiva que aloja la casi totalidad de las actividades relacionadas con la producción de servicios; las de consumo y máximo intercambio de mercaderías o bienes, personas, finanzas e información. También la gestión y la administración pública, empresarial y comunitaria y los espacios abiertos públicos para el ocio y la recreación.

Lo rural se caracteriza por la presencia de grandes espacios abiertos dedicados al cultivo, la cría de animales y las instalaciones de apoyo a las actividades agrícolas.

Lo periurbano constituye la zona de transición entre lo urbano y lo rural. Racine (1967) acuñó el término "peri" en 1967 para designar periferias norteamericanas inconexas, y al proceso de

formación de estas lo llamó "metamorfismo periurbano" cuyo rasgo sobresaliente es la desnaturalización de las estructuras urbanas (desurbanización) y rurales (desruralización). Sin embargo, hoy los espacios periurbanos parecen remitirse a la complejidad y escala espacial de los fenómenos urbanos donde estén ubicados (estructuras urbanas complejas, conurbaciones y/o regiones urbanas). También a la valoración del espacio rural y al ambiente económico regional, sea este expansivo o recesivo, a las coyunturas locales y a las características de los grupos sociales dominantes.

Valenzuela Rubio (1985) define a los sectores periurbanos como: "...aquella pieza territorial que, aunque marcada por la presencia de lo

urbano en múltiples versiones, aún se halla insertada en una matriz agraria pujante, funcional y paisajística. Su principal característica y condición es la de espacio de conflicto". Estos espacios están en constante pérdida de suelo agrícola, muchas veces de gran calidad agronómica, con una transformación difusa de medio rural a medio urbano y actividades urbanas. Como consecuencia de esto el suelo va perdiendo su condición de productor de rentas para convertirse en fondo de valor.

Es posible describir lo periurbano, como los espacios del entorno rural con implantación de elementos no agrícolas.

Otro concepto empleado en el país es el de "cinturón verde" que se refiere al periurbano formado por huertas o quintas familiares, algunas con características empresariales que rodean a las grandes ciudades, con una producción destinada a verduras de hoja y hortalizas de estación. Estas áreas han sido la primera manifestación de la horticultura en Argentina a fines del siglo XIX (Barsky, 2007). En el caso de La Plata el cinturón verde abastece 14 millones de habitantes dentro de la RMBA y también provee a otras zonas del país. En los últimos treinta años acaecieron grandes transformaciones tecnológicas en la actividad hortícola. Tres pilares explican estas transformaciones: los horticultores (principalmente de nacionalidad boliviana), los invernaderos y la explotación de la fuerza de trabajo (García, 2012).

Durante el período 1989-2001 se incrementó de países limítrofes y en particular procedente de Bolivia junto a la incorporación tecnológica del invernáculo, intentando buscar diferenciación del producto hortícola. La evolución hace que la superficie bajo esta forma desde su inicio en 1985 hasta el relevamiento llevado a cabo por el Censo Hortícola de Buenos Aires 1998 (CHBA '98), pero a partir de allí la tasa de crecimiento de la superficie bajo cubierta se ha incrementado exponencialmente a casi 61has/año (CHFBA '05) (García, 2011)

Durante las últimas tres décadas en la RMBA se produjo la expansión de barrios de ingresos medios y altos, en algunos casos bajo la forma de barrios cerrados, acentuando los contrastes sociales de las áreas periféricas, y específicamente del periurbano, consecuencia

de la incorporación de nuevas tierras a la ciudad (Barsky, 2005).

Como fenómeno reciente, situado aproximadamente en los diez últimos años, comienzan a generalizarse nuevas formas de habitar el periurbano, asociadas a sectores medios y bajos mediante el acceso a créditos blandos, específicamente el caso del Programa Crédito Argentino del Bicentenario (Pro.Cre.Ar). En la ciudad de La Plata esto se asocia con una rezonificación de tierra rural en tierra urbana para los beneficiarios de créditos Pro.Cre.Ar (Ordenanza N°11094/13).

Indudablemente emergen del espacio periurbano múltiples conflictos y tensiones sociales que devienen de las interferencias entre distintas actividades que ocupan la estructura territorial, a partir de la pervivencia de usos agrarios compartiendo y compitiendo por el espacio con diversos usos urbanos, muchas veces degradantes del medio.

El periurbano es sin dudas un espacio de oportunidad para poner en práctica conocimientos que brinda la ecología, como considerarla un área de amortiguación entre lo urbano y lo rural. En este caso específico las nacientes de arroyos perteneciente a la vertiente del estuario del Río de la Plata, se sitúan en su mayoría en este espacio, sumándole mayor complejidad, por la contraposición que implica el avance del uso residencial y lo perjudicial que puede resultar la producción hortícola bajo cubierta por la impermeabilización que produce del suelo, sobre tramos bien conservados de arroyos y humedales.

Cuencas, humedales y arroyos en el Gran La Plata

Los arroyos del Gran La Plata, nacen en el partido homónimo, en bañados y/o cañadas ubicadas en la divisoria de aguas del río Samborombón y forman parte de la cuenca sur del Río de la Plata. Coinciden, en parte, con la zona rural del mismo partido, actualmente permanecen ocultos y/o transformados y atraviesan zonas rurales, periurbanas y urbanas. En este último tramo muchos están entubados, originando problemas de drenaje, anegamientos e inundaciones que el 2 de abril de 2013 tuvieron su máximo pico. Todos estos cursos llegan al Río de la Plata

mediados por una zona muy baja denominada planicie de inundación, que se ubica entre el litoral urbanizado de Berisso y Ensenada y la zona más alta de la pampa ondulada donde se despliega tanto la urbanización compacta como la dispersa y la zona rural de La Plata, atravesada por diez subcuencas y sus respectivos arroyos, que tienen origen en la zona alta (30 y 25 m s.n.m.) de La Plata (Figura 3).

Por mucho tiempo ríos y arroyos fueron considerados obstáculos para la conectividad y/o sumidero para el vuelco de desechos de algún proceso manufacturero o industrial.

Algunas zonas más altas y seguras entre subcuencas o divisorias de aguas fueron utilizadas para fundar pequeños pueblos, como lo solicitaba la ley de fundación de pueblos, que armó una estructura regional de base. Se sumaron hasta 1885, Ensenada, Berisso, Tolosa, La Plata y el puerto y hasta 1927, sobre el trazado de las vías del ferrocarril, Villa Elisa, Abasto, City Bell, Melchor Romero; Olmos, Gorina y Seguí, y solo estaciones de ferrocarril en Gonnet y Ringuelet. Entre ellos discurrían diferentes arroyos que atraviesan el partido. Asentamientos como Los Hornos, Villa Elvira; Villa Arguello, Altos de San Lorenzo, San Carlos se suman a la estructura territorial a partir de subdivisiones del suelo cercanos a grandes equipamientos y/o a fuentes de trabajo. Luego se inicia la urbanización por extensión de subdivisiones de suelo de tipo urbano que ampliaron los trazados originarios de los pueblos mencionados. Llegando a parcelarse y ocupar las planicies de inundación de los arroyos. Entre 1960 y 1976 con el levantamiento de algunos ramales del ferrocarril se desarrolla más intensamente el transporte automotor público y privado. Esto permitió llegar a los puntos más alejados del territorio. En estos procesos los arroyos que separaban las urbanizaciones fueron conformando bordes/barreras y cuando estas se extendieron, los arroyos utilizados como drenajes, se entubaron, y, algunos de los espacios de evacuación de efluentes causaron inundaciones porque no fueron tratados con la lógica de ocupación de los márgenes o riberas, ni respetando su cauce ni adaptándose a su cuenca; y lo que es peor, se subdividió y ocupó la planicie de inundación

o los espacios de ampliación de sus cauces. Hoy cada uno de ellos divaga en la subcuenca de pertenencia conformando un sistema de drenaje, en algunos tramos entubados o funcionando a cielo abierto, algunos muy contaminados y drenando por canalizaciones al Río de la Plata.

Planificación reciente del territorio

En las últimas tres décadas se permitió subdividir el suelo en parcelas urbanas para uso residencial sin dotación de infraestructura básica a modo de grandes superficies o en parcelas rurales con subdivisiones en propiedad horizontal; sin tener en cuenta el paso de los arroyos, muchas veces incluidos al interior de las superficies cuando ellos son de carácter público (clubes de campo; barrios cerrados u otros modelos de urbanización semejantes) que extendieron la ocupación residencial por expansión a lo largo y ancho del Partido incluso en zonas rurales. Así se abrió un nuevo frente de urbanización sobre la Ruta 2 como zona exclusiva para clubes de campos. Como contracara, al mismo tiempo aumentaron exponencialmente los asentamientos informales. Los primeros privatizando los arroyos como parte del paisaje, así como los humedales y cañadas de las nacientes y los segundos ocupando sus orillas y planicies de inundación.

El concepto de humedal puede definirse como biotopos en tierras bajas, cubiertas temporaria o intermitentemente por aguas poco profundas; la combinación de condiciones acuáticas y terrestres los producen e identifican como humedales (Bacon, 1996). Esto hace de ellos ecosistemas complejos determinados por procesos hidrológicos, que pueden tener fluctuaciones diarias, estacionales, o a largo plazo, relacionadas con el clima regional y la ubicación geográfica.

En el Gran La Plata surge el primer tratamiento especial de una zona litoral pensada como ecosistema en 1940 denominada Reserva Natural de Punta Lara, aunque no se la reconoce como humedal. Estas tierras se adicionaron en el año 2002 las tierras correspondientes al Parque Pereyra por la Ley N° 12814 conformando una Reserva Natural Integral Mixta. Por otra parte

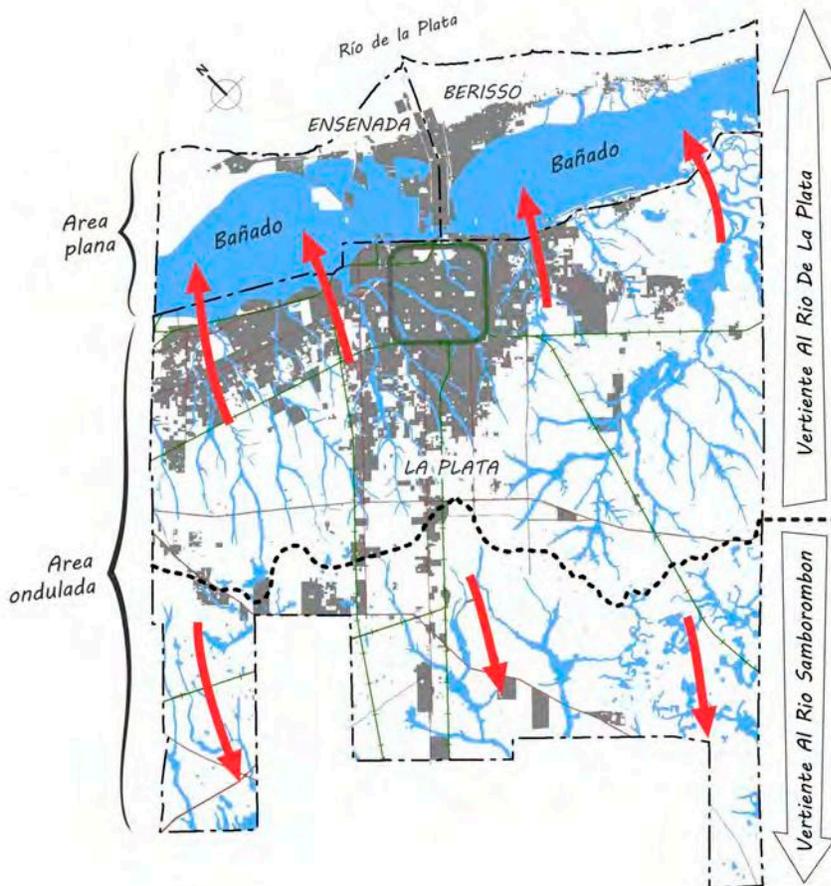


Figura 3. Cuencas del Gran La Plata. Fuente: IGS-CISAUA, 2017.
Figure 3. Basins of the Greater La Plata.

la cuenca del Arroyo el Pescado fue declarada Paisaje Protegido de Interés Provincial en 1998 aunque su cuenca aún no ha sido delimitada efectivamente. Otro humedal que ha sido protegido en 2001 es el Monte Ribereño de la Isla Santiago, declarado como Paisaje Protegido de Interés Provincial. Todos ellos reconocen indirectamente ser humedales de tipo costero. Sin embargo como ya se enunció también existen los interiores.

Desde las normativas municipales de uso del suelo por Ordenanza N° 9231/2000 La Plata reconoce por primera vez como zonas especiales los arroyos cuando atraviesan el periurbano disponiendo su protección donde aún están a cielo abierto aunque en zonas urbanas siguen entubados. En 2010 se modifica esta ordenanza de usos del suelo por Ordenanza N° 10701/10, que continúa previendo restricciones para edificar en el

margen de las zonas de arroyos, pero sin reconocer ni la planicie de inundación, ni el periurbano como una zona especial. Tampoco hace obligatorio la extensión de servicios esenciales para evitar la degradación ambiental, ni reconoce la necesidad de tratamiento de los asentamientos informales que aumentaban en cantidad y extensión en los márgenes de arroyos del Gato y Maldonado.

Tanto en Berisso como en Ensenada poseedores de un gran humedal en su territorio, aún no han sido reconocidos como tales. En 1978 el bañado de Maldonado en Ensenada es declarado zona rural (Ordenanza N° 866/78) y a su vez ese mismo año se expropia parte de él para emplearlo con rellenos sanitarios, para lo cual se creó la empresa estatal Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE), haciendo un uso indebido del humedal, que continua. En Berisso, las

normativas de uso del suelo reconocen el mismo bañado como área a recuperar para usos urbanos.

Todo esto demuestra que, si bien históricamente se fueron reconociendo algunos humedales, solo son los que limitan con el litoral y como espacio de naturaleza, pero aún no se consideran como espacios de convivencia entre sistema agrario -humedal o sistema urbano - humedal. La preservación de recursos naturales para la sustentabilidad de territorios y ciudades y el desarrollo de sistemas alimentarios de proximidad como los del periurbano, otorga una oportunidad, pero aún no están suficientemente desarrollados, aunque tanto INTA, organizaciones AUPA y Pro Huerta, aun lo consideran como políticas en este sentido.

Para esto surgen las políticas de adaptación al medio natural que puede reconocer según las estrategias que sean necesarias. Entre ellas sobresalen la conservación y/o preservación, cuando aún los humedales no hayan sido modificados; la restauración cuando hayan sido transformados y puedan seguir prestando servicios de infiltración y/o de nacimiento de los arroyos como en el caso de La Plata. Esto permitiría hacer notar y definir donde y como tienen su origen para incorporar los como un acontecimiento territorial entre lo rural y lo urbano, e incorporarlo como política integral del agua y mostrar a la población su importancia en el marco de las estrategias que enfrenten las posibles inundaciones. Por último, la creación o construcción, cuando se trata de humedales intervenidos con grado diferencial de deterioro, desde la alteración de sus funciones fundamentales, hasta su extinción y finalmente su evaluación, aunque hay diferentes opiniones con referencia a la ventaja de estas acciones.

Estrategias para la protección de los bañados en la región

Muchas veces el ámbito territorial adecuado para un tratamiento integrado de los espacios periurbanos desborda la jurisdicción municipal, especialmente en las grandes ciudades y en las regiones metropolitanas. Por ello, para su

ordenamiento y gestión, se requieren diseñar figuras o normas urbanísticas complejas (directrices territoriales, por ejemplo) en los ámbitos sub o supramunicipal según los casos, en donde confluyan la escala adecuada de los problemas con los instrumentos capaces de afrontarlos.

Su tratamiento por lo tanto es particularmente difícil, hasta el punto de que para algunos constituye el gran reto del urbanismo moderno. Y en ese caso merece la pena detenerse algo más en el tema de la implantación de los usos recreativos, pues todo lo que suponga reforzar el mejoramiento ambiental, será favorable para mantener su condición como espacios de privilegio para alojarlos.

Lo que se impone por sobre todas las cosas, es el tratamiento integrado de los espacios rurales, periurbanos y urbanos. A partir de la escala de los problemas territoriales que sostienen, la necesidad de crear marcos legales y administrativos adecuados a su especificidad resulta imprescindible. A ello no podrá llegarse, sin una reflexión científica capaz de identificar las raíces profundas de los problemas. Y además debe hacerse explícita la voluntad de intervenir en la reconducción de los conflictos, situación que tendrá que ir acompañada de programas informativos y respuestas alternativas.

En 2017 y a partir del desarrollo de un proyecto de investigación que intento conocer y dar respuesta a la gran inundación de 2013, se propusieron lineamientos para la mejora ambiental (Figura 4) creando previamente tantas unidades de gestión como subcuencas haya para luego cumplir con las medidas que dispongan las diferentes estrategias tanto para la conservación, adaptación y recuperación de humedales, a saber:

- Conservar los cauces de los arroyos aún abiertos como corredores ecológicos públicos, procurando trazar los caminos de sirga (aún en casos que no figuren en el catastro territorial) para que cumplan un rol múltiple: respetar los márgenes de los arroyos previendo la inundación; trabajar con la población en la percepción y respeto de estos espacios, como lugares de infiltración, sendas, paseos y corredores urbanos de nuevo recorrido que amplían y mejoran la conectividad

actual (en áreas urbanas, periurbanas y rurales)

- Conservar los humedales que aun permanezcan en estado natural y dan origen a los arroyos creando un sistema de áreas protegidas municipales y recuperar los humedales actualmente degradados pero no ocupados, incorporándolos como suelo natural y contenidos por un área buffer que puede ser incorporado a la práctica de cultivos especiales. Pueden incorporarse zonas atravesadas por cauces de arroyos que aun sean naturales.

- Conservar los bañados correspondientes a Ensenada y Berisso como parque inundable natural y apoyo a la educación ambiental. Modificando la normativa municipal y creando circuitos de paseos para que sean conocidos y defendidos por la misma población.

- Promover la conservación de suelo rural en La Plata a partir de una estrategia de creación de un parque agrario en el cinturón fruti-flori-hortícola como espacio de desarrollo económico - productivo que también protege y/o recupera todos los bañados que dan origen a los arroyos.

- Crear con todos los bañados Protegidos y/o Recuperados un itinerario que será parte del Parque Agrario como sistema de Parques Municipales Educativos Húmedos. Entendiéndolo no como un parque al estilo tradicional delimitando un área, sino como con estrategias que se entienden como varios circuitos interrelacionados a través de uno o dos nodos, que incentiven la posibilidad de asociar trabajo agrario, recreación y educación ambiental y, que tiene como principal eje relacionar múltiples actividades, incluidas las huertas familiares, el vino de la costa de Berisso y/o la variedad de Paisajes Protegidos Costeros.

- Adaptar y controlar la ocupación del suelo con invernaderos para la recuperación del agua de lluvia del predio que ocupan y preservar el acuífero Puelche.

- Recuperar como suelo rural las zonas atravesadas por cauces de arroyos actualmente desocupadas que, por normativa municipal, están reservadas para urbanizar.

- Retardar el flujo de las aguas pluviales creando parques inundables en espacios estratégicos de los cauces de los arroyos y sus

planicies de inundación. Hasta el momento desde la Dirección de Hidráulica de la Provincia de Buenos Aires se está trabajando en la creación de seis parques, la mayoría en humedales linderos a los arroyos.

- Adaptar las construcciones delimitadas en la zonificación de riesgo hídrico con la participación de la comunidad afectada (revisando Código de Edificación).

- Adaptar el Factor de Ocupación del Suelo (FOS) actual, limitando con indicadores importantes la ocupación de cada parcela.

- Adaptar los parques y plazas existentes como parques inundables.

- Rediseñar veredas y pavimentos con materiales que permitan la infiltración del agua pluvial.

- Promover la arborización equilibrada con especies nativas en los márgenes de los arroyos en áreas rurales y/o periurbanas.

Para cumplir con esta gran tarea, además de necesitar un marco jurídico y presupuestario, deberían tener un entrenamiento adecuado los funcionarios responsables de aspectos ambientales, a niveles local y regional, así como el establecimiento de políticas de manejo ambiental en función de las áreas naturales de influencia de los humedales y no de los límites arbitrarios determinados por consideraciones políticas o sectoriales.

Por último, y no por eso menos importante, la conservación de la biodiversidad debe compatibilizarse con las actividades de desarrollo. En este caso las actividades rurales intensivas y la urbanización con desarrollo equitativo y equilibrado. Planes de desarrollo que consideren esferas de influencia espacial, temporal y social, que excedan su localización, y el uso actual del área afectada, requiriendo, además, la participación de amplios sectores de la comunidad.

Muchas veces con intervenciones espacialmente puntuales; pero con efectos que puedan trascender ampliamente su localización y compatibilizarse con una gestión integrada de los recursos hídricos, basada en la consideración de qué cada subcuenca hidrográfica necesita un abordaje ambiental especial para ella.

REFERENCIAS

- Atlas CIPUV de Precios del Suelo de la Región Metropolitana de Buenos Aires.** Recuperado en: <http://atlas-cipuv.utdt.edu/#/> (fecha de acceso: 30-01-2020).
- Bacon, P. (1996).** Wetlands and biodiversity. In: Hails, A. J. (Ed.). *Wetlands, Biodiversity and the Ramsar Convention: The Role of the Convention of Wetlands in the Conservation and Wise Use of Biodiversity*. Gland: Ramsar Convention Bureau.
- Barsky, A. (2005).** El periurbano productivo, un espacio en constante transformación. Introducción al estado del debate, con referencias al caso de Buenos Aires. *Scripta Nova*, 9(194), 36.
- Barsky, A. (2007).** La agricultura de “cercanías” a la ciudad y los ciclos del territorio periurbano. Reflexiones sobre el caso de la Región Metropolitana de Buenos Aires. En: Svetlitz de Nemirovsky, A. (Coord.). *Globalización y agricultura periurbana en la Argentina*. Escenarios, recorridos y problemas. Maestría en Estudios Sociales Agrarios. Serie Monografías. (pp 15-29). Buenos Aires: FLACSO.
- Diario El Día. (2016).** Alerta por el crecimiento descontrolado de invernaderos en el Gran La Plata Recuperado en: <https://www.eldia.com/nota/2016-11-13-alerta-por-el-crecimiento-descontrolado-de-invernaderos-en-el-gran-la-plata> (fecha de acceso: 30-01-20)
- Frediani, J. (2010).** *Lógicas y tendencias de la expansión residencial en áreas periurbanas*. El Partido de La Plata, Buenos Aires, Argentina, entre 1990 y 2010 (Tesis doctoral, Facultad de Humanidades y Ciencias de la Educación, UNLP).
- García, M. (2011).** El cinturón hortícola platense: ahogándonos en un mar de plásticos: Un ensayo acerca de la tecnología, el ambiente y la política. *Theomai: estudios sobre sociedad, naturaleza y desarrollo*, 23, 3-19.
- García, M. (2012).** *Análisis de las transformaciones de la estructura hortícola platense en los últimos 20 años. El rol de los horticultores bolivianos*. (Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. UNLP).
- Garnier, A. (1994).** *El cuadrado roto: sueños y realidades de La Plata*. La Plata: Municipalidad de La Plata.
- Hurtado, M. A., Giménez, J. E., et al. (2006).** *Análisis ambiental del partido de La Plata*. Aportes al ordenamiento territorial. Buenos Aires, Argentina: Consejo Federal de Inversiones- Municipalidad de la Plata.
- IGS-CISAUA (2017).** Las inundaciones en la Región Capital - Cartografía Temática para el Planeamiento. En: *Las inundaciones en La Plata, Berisso y Ensenada: análisis de riesgo, estrategias de intervención. Hacia la construcción de un observatorio ambiental*. (pp. 2-34). (Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/59633>. (fecha de acceso: 30-01-2020)
- INDEC – INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y CENSOS (2010).** Censo nacional de Población y Vivienda. Disponible en: https://www.indec.gov.ar/nivel4_default.asp?id_tema_1=2&id_tema_2=41&id_tema_3=135. (Fecha de acceso en: 10-03-2020).
- López, I. (1992).** Emergentes de los Planes urbanos y nuevas Estrategias. Estudio de Caso Partido de La Plata. En A.A.V. V.: *La Plata: de la ciudad antigua a la ciudad nueva. Sueños y realidades*, La Plata: Municipalidad de La Plata.
- López, I., Etulain, J. C. et al. (2016).** Inundaciones urbanas: mapas de riesgo y lineamientos de ordenamiento urbano territorial. En: Ronco, A. y López, I. Las inundaciones en La Plata, Berisso y Ensenada: análisis de riesgo, estrategias de intervención. Hacia la construcción de un observatorio ambiental. (pp.1-37). Recuperado en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/59633> (fecha de acceso: 29-04-2020)

- Racine, J. B. (1967).** Exurbanisation et métamorphisme périurbain: introduction à l'étude de la croissance du Grand Montréal au sud du Saint-Laurent". *Revue de géographie de Montréal*, 21(2), 313-342.
- Ronco, A., y López, I. (2017).** *Las inundaciones en La Plata, Berisso y Ensenada: análisis de riesgo, estrategias de intervención. Hacia la construcción de un observatorio ambiental.* Cartilla de Divulgación. Recuperado en: http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/59633/Cartilla_de_divulgaci%C3%B3n.pdf-PDFA.pdf?sequence=64&isAllowed=y. (fecha de acceso en: 10-03-2020).
- Rotger, D. V. y López, I. (2019).** El paisaje detrás de las diagonales. Vínculos entre arroyos y la urbanización en la ciudad de La Plata. *Estudios del hábitat*, 17(1), 2-16.
- Rotger, D., Aversa, M. y Jáuregui, E. (2018).** Cambio climático, inundaciones y "lagunas" de información. Análisis de inundaciones a través del rastreo de artículos periodísticos en el Gran La Plata (Buenos Aires, Argentina). *Cadernos Metrópole*, 20(42), 305-324.
- Valenzuela Rubio, M. (1985).** Los espacios periurbanos. En: IX Coloquio de Geógrafos Españoles. Actas, discursos, ponencias, y mesas redondas. (pp. 81-123). Murcia: Relatoría de las Comunicaciones.

La legislación (nacional y bonaerense) sobre riberas y humedales conexos

LEONARDO FABIO PASTORINO Y JUAN CARLOS ACUÑA

Proyecto J11/169 – Cátedra I Derecho Agrario – Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales (UNLP).

E-mail: mpastorino@jursoc.unlp.edu.ar

RESUMEN. El trabajo se inicia con una descripción de los criterios propios del derecho, que influyeron en la lógica de sus disposiciones en relación con los bienes de la naturaleza en general y del agua en particular y que explican cómo, aún hoy, las categorías dominiales influyen, interfieren y obstaculizan la adopción de una concepción ecosistémica. Se sintetiza el cuadro dominial de las aguas y los criterios adoptados para la definición de las riberas, considerando las novedades introducidas con el Código Civil y Comercial en 2015 y cómo esas disposiciones se continúan en el Código de Aguas de la Provincia de Buenos Aires y otras normas derivadas del mismo.

Palabras clave: Agua, humedales, legislación, riberas, ríos.

ABSTRACT. The work begins with a description of the criteria specific to the law that influenced the logic of its regulations in relation to the goods of nature in general and water in particular and that explain how, even today, the domain categories influence, interfere and hinder the adoption of an ecosystem conception. The water domain regime and the criteria adopted for the definition of the riverbanks are synthesized, considering the novelties introduced with the Civil and Commercial Code in 2015 and how those regulations continue in the Water Code of the Province of Buenos Aires and other derived rules.

Keywords: Legislation, riverbanks, rivers, water, wetlands.

Breve reseña del abordaje del agua por el derecho

Tradicionalmente, en el derecho occidental y desde los romanos, si no antes, la naturaleza y sus bienes fueron considerados “cosas” y “objeto” de las relaciones jurídicas. El derecho los trató especialmente a partir de cada uso que de ellos fueron haciendo las poblaciones y fundamentalmente, cuando esos usos generaron conflictos derivados por su escasez (Pastorino, 2005). Así, Cano (1979) sostenía que las primeras normas que se ocuparon de ciertos recursos naturales se refirieron a su propiedad y a su uso. Aquellos bienes considerados superabundantes, en relación a la cantidad de habitantes, pudieron gozar de una categoría jurídica especial, como las *res communis*, cosas comunes destinadas al aprovechamiento común, pero no necesariamente al cuidado común (Francario, 1990).

Los ríos fueron también vistos como cosas, incluso, cosas inmuebles, “cuerpos” (Marienhoff, 1939), meros conductos de agua en circulación. Cobraron interés para la localización de las ciudades, por el preciado don del agua, también útil para el hombre y como vía fácil de comunicación. También sirvieron de límites entre estados, divisiones, fronteras y defensas, poniendo un obstáculo a las relaciones analizadas desde la óptica sospechosa de la competencia y la guerra. No se reconocía ni el ciclo del agua, ni las características particulares y dinámica de este recurso, ni el régimen hidrológico, ni sus funciones ecosistémicas.

Respecto al agua también se la vio siempre con relación a su utilidad para el hombre. Por su importancia y relativa escasez, por cuestiones naturales o por necesitar de obras para que esté a disposición de los usuarios, se reguló el uso pero también el dominio, buscando a través de esta institución poder distribuirla entre todos. Con modelos diferentes, más justos unos de otros pero todos imperfectos, se puso al agua siempre como objeto de la relación dominial (Pastorino, 2009), con el incremento consecuente de las tensiones y disputas por su apropiación.

El derecho clásico reguló sobre los bienes de la naturaleza desde la perspectiva de la titularidad del dominio y la regulación de su uso y aprovechamiento y hoy esa estructura jurídica perdura y continúa influyendo a pesar de que se genera una corriente de cambio a favor de la conservación, la concepción ecosistémica y la armonización de las actividades del hombre con la perdurabilidad del planeta.

En este contexto es que aparece el poco interés existente en el derecho argentino por las riberas, fundamentalmente tratadas para delimitar los espacios públicos (como ríos, lagos y playas) de los privados. Tampoco se puede dejar de mencionar una connatural mirada antropocéntrica del derecho que es creado por y para regular las relaciones entre los mismos seres humanos y su creación y evolución, también sigue las perspectivas que la humanidad siguió siendo el derecho argentino aun mayormente tributario de una concepción desarrollista. En esta última perspectiva debe mencionarse que expresa o tácitamente el sistema jurídico y el accionar público consintieron y hasta promovieron una cantidad de obras, alteraciones y artificialización de las riberas y, por el contrario, encontramos pocos antecedentes de preocupaciones normativas por el respeto y cuidado de las mismas o que tomen nota de su valor ecosistémico.

A partir de los años '80 y más fuertemente en la Argentina luego de la reforma de 1994, se incorpora una visión más integral de los recursos bajo el concepto de ambiente y se empieza a definir un nuevo enfoque que presta mayor atención a las interrelaciones con instrumentos como la evaluación de impacto ambiental, y principios como el de precaución y el de prevención que empiezan a diseñar un nuevo derecho que deja la mirada utilitaria sobre los recursos.

Las aguas en la legislación nacional

A nivel nacional tenemos unas cuantas competencias para legislar en materia de aguas (Pastorino, 2017). Pero para ir directamente al punto que nos convoca de las riberas y, en

particular, aquellas vinculadas a la Provincia de Buenos Aires, debemos centrarnos en el Código Civil y Comercial. Este cuerpo normativo basal para nuestro derecho sustituyó al Código Civil que desde 1871 dispuso sobre el dominio de las aguas, definiendo cuáles son públicas, cuáles privadas y cuáles de posible apropiación. Allí entra un concepto bastante primitivo y poco o nada fundado en el conocimiento hidrológico que veía, como vimos, a estas aguas como cuerpos (lagos, ríos, mares) incluso a veces calificadas de “durmientes” dando aún más la idea de inmovilidad y fácil delimitación (Pastorino, 2009).

Por otra parte, el paradigma imperante de la época era el que favorecía la propiedad privada y el Código Civil, fundamentalmente reservado a las cuestiones entre los particulares, entraba a definir los bienes públicos con la sola intención de delimitar el amplio marco de los bienes que podrían ser objeto de apropiación (López, 1987). En tal sentido, el art. 2347 disponía que todos los bienes que no se definían como del Estado nacional o de las provincias o de los municipios o de la Iglesia, corresponderían a los privados. El Código de Vélez sólo comprendía como “bienes públicos del Estado General o de los estados particulares” (las provincias) a “los ríos y sus cauces y todas las aguas que corren por cauces naturales” (art. 2340 inc.3); la reforma por Ley 17.711 introduce, a este artículo e inciso, sustanciales modificaciones disponiendo que son bienes del dominio público “...Los ríos, sus cauces, las demás aguas que corre por cauces naturales y toda otra agua que tenga o adquiera la aptitud de satisfacer usos de interés general, comprendiéndose las aguas subterráneas, sin perjuicio del ejercicio regular del derecho del propietario del fundo de extraer las aguas subterráneas en la medida de su interés y con sujeción a la reglamentación”. Así y todo, no se reconoce ningún tipo de conexión entre las llamadas aguas superficiales con las llamadas subterráneas. También cabe hacer notar que, con la mención a los ríos, la doctrina interpretó incluido en ese concepto a toda agua que corre por cauce natural, sin entrar en distinciones hidrogeológicas o científicas. Así, se considera como si fueran ríos los arroyos, riachos,

arroyuelos, etc. (López, 1987).

En este contexto es que surge el concepto de “línea de ribera” para dividir el dominio público del dominio privado (Mathus Escorihuela, 2007) que va a tener directrices para su delimitación diferentes en el caso del mar y de los ríos, pero que, por el ámbito geográfico que estamos tratando vamos a obviar para concentrarnos en aquella de los ríos. Para adoptar una directriz en tal demarcación, la doctrina recurrió al art. 2577 del Código Civil, el que, al hablar del aluvión toma como criterio para incluir en el concepto de dominio público del río a la línea a la que llegan “las más altas aguas en su estado normal”, incluyendo los aumentos de nivel de las aguas debidos a causas de carácter permanente, doctrina del *plenissimum flumen* (Mathus Escorihuela, 2007). Pero la citada reforma de la ley 17.711 introdujo un cambio en el art. 2340 inc. 4, por el cual se incluyeron en el dominio público las riberas internas de los ríos “entendiéndose por tales la extensión de tierra que las aguas bañan o desocupan durante las altas mareas normales o las crecidas medias ordinarias”. Al no modificarse el art. 2577 quedó plasmada una incongruencia que dio de hablar por varios años a la doctrina. También ello llevó a cuestiones judiciales y batallas por apropiarse de terrenos aluvionales (Lamoglia, 2018). Finalmente, el Código Civil y Comercial sigue con la inclusión de la definición de las aguas públicas en su interior, retoca en parte el esquema del Código Civil sin dejar de introducir alguna mirada más novedosa como la de ver el agua con su dinámica y con su ciclo y, por ende, termina dejando sin resolver cuestiones tan necesarias como, por ejemplo, la de los humedales (Pastorino, 2017). A modo de síntesis del cuadro dominial fijado en el actual sistema, se definen:

A. Aguas de dominio público:

- a) El mar territorial, con una derivación a la ley especial que lo determina, como en el Código derogado, pero con el agregado que incluye “el agua, el lecho y el subsuelo”.
- b) Las aguas interiores, bahías y ensenadas y las playas de mar que el código define como la porción de tierra que las mareas bañan y desocupan durante las más altas y más bajas

mareas normales. Agrega luego un texto de difícil interpretación cuando a dicha definición la cierra con la frase “y su continuación hasta la distancia que corresponda de conformidad con la legislación especial de orden nacional o local aplicable en cada caso”.

c) Los ríos, estuarios, arroyos y aguas que corren por cauces naturales. Aquí confunde al agregar arroyo, porque antiguamente se interpretaba que no era necesaria una definición geográfica o hidrológica que distinga entre río, arroyo, torrente, canal, etc., siendo que se incluía toda agua que corre por cauces naturales. Al sumar arroyo alguien podría querer interpretar que otros cursos no podrían haberse querido incluir. El Código define al río considerando en él “el agua, las playas y el lecho por donde corre, delimitado por la línea de ribera que fija el promedio de las máximas crecidas ordinarias. Deja entonces la distinción para delimitar la playa del río por el promedio de máximas crecidas ordinarias, cuando para la playa de mar tiene en cuenta la más alta marea normal. Por otra parte, deja la situación del Río de la Plata, en lo que hace a la definición de su playa, como un río más, cuando la legislación bonaerense (art.18 decreto 3511/08) buscaba asimilar más su situación a la definición dada para playa de mar.

d) Los lagos y lagunas navegables. Acá agrega laguna, que antes se entendía como incluida en el concepto de lago, importando si este era navegable o no. Deja la definición de navegable, como hacía el Código anterior, a la interpretación. Más allá de las distintas opiniones doctrinarias, pongo de relieve una reciente sentencia que vale la pena traer a colación por la jerarquía de la instancia. Se trata de la Suprema Corte de Justicia de la Provincia de Buenos Aires, que debiendo tratar el tema de la navegabilidad o no (esta vez de un río para determinar la titularidad de un terreno aluvional, art. 2572 del derogado Código Civil) hizo hincapié al hecho notorio de la navegación (SCBA, 12-3-14, causa B 50865). Es decir, la calidad de navegable o no la acreditarían los hechos, la realidad y no el calado (como era antes de la ley 17.711) o aptitud para navegar en abstracto, lo que suma otro dislate porque el bien podría cambiar de régimen dominial por

una simple práctica o desarrollo de la actividad, como también podría perder el carácter por el abandono de la misma práctica.

e) Incluye en una misma redacción dos supuestos que se consideraban diferentes y que ahora parecen estar definidos en relación de género y especie. Me refiero a la inclusión de “toda otra agua que tenga o adquiera la aptitud de satisfacer usos de interés general, comprendiéndose las aguas subterráneas, sin perjuicio del ejercicio regular del derecho del propietario del fundo de extraer las aguas subterráneas en la medida de su interés y con sujeción a las disposiciones locales. Este artículo no resuelve las dudas que generaban esas dos hipótesis en el Código derogado (Pastorino *et al.*, 2013).

f) Los glaciares y el ambiente periglaciario. Queda ahora el desafío de determinar el límite de dicho ambiente periglaciario y discutir los criterios para hacerlo, materia de no poco relevante interés ambiental y económico ya que, a lo que se caracterice como ambiente periglaciario le corresponde una nueva dominialidad pública y las restricciones a las actividades productivas impuestas por la antes mencionada ley de presupuestos mínimos de protección de glaciares y ambiente periglaciario.

El artículo 239 agrega la regla que el uso por cualquier título de aguas públicas u obras construidas para utilidad o comodidad común, no les hace perder el carácter de bienes públicos del Estado, siendo inalienables, imprescriptibles, inenajenables e inembargables.

Como dijimos, nuevamente quedaron sin definición los esteros y otros cuerpos de agua o humedales de importancia que, por el artículo 238, quedan atrapados en la propiedad privada. Ello obliga a pensar su protección desde la óptica de las restricciones de actividades siempre tan difíciles de imponer en modo general para un país tan vasto, cuestión que, seguramente influye en la imposibilidad hasta el presente de contar con una ley de presupuestos mínimos de protección ambiental de los humedales.

B. Aguas privadas:

a) Aguas que surgen en terrenos de los particulares. Así seguirían con una redacción apenas alterada. Los privados titulares de los fundos las pueden usar libremente siempre

que no se forme un cauce natural. Estas aguas, no obstante, quedan sujetas al control y a las restricciones que en interés público establezca la autoridad de aplicación. También se agrega la regla de que no pueden ser usadas en perjuicio de terceros ni en mayor medida de su derecho (art.239). Quedaría también la posibilidad que con una declaración particular se establezca el cumplimiento de un interés general en cada caso en concreto y se puedan expropiar.

b) Los lagos no navegables. El art. 236 inc. c, lo determina a *contrario sensu* al disponer que éstos son de dominio privado del Estado, siempre que no tengan dueño (privado). En realidad, esta disposición que poco fue explicada por los autores del nuevo Código plantea una modificación a una vieja dificultad interpretativa en el Código Civil con respecto a si los propietarios linderos a estos lagos eran propietarios por la parte correspondiente a su lindero o si simplemente tenían, como la norma expresaba, un derecho al uso. El problema es que, si se hacía interpretación literal, solo tendrían un derecho al uso y quedaba indefinida su titularidad, puesto que tampoco el Código Civil los enunciaba como públicos y, muy por el contrario, parecía excluirlos al especificar que sí eran públicos aquellos navegables. Por otra parte, el dominio público requiere ser definido taxativamente por la norma. Ante esta indefinición, otros interpretaban que tenían el uso común de todo el lago y la propiedad hasta los límites de su inmueble (López, 1987). Sobre la base de estas dudas es posible que muchos lagos o lagunas no navegables fueran inscriptos junto a sus inmuebles en los registros de propiedad. Hoy, los herederos de la postura que creía ver en ellos una dominialidad estatal, ven esta norma como un retroceso ya que el dominio del Estado sería del tipo de dominio privado y susceptible a la privatización definitiva del lago, mientras que, para la postura que los veía en una indefinición, el nuevo régimen puede constituir un avance, a la vez que sirve para consolidar la propiedad privada de muchos de ellos, los que ya fueron registrados.

Aquí no se optó por agregar las lagunas que, por su dimensión, suelen ser las que puedan ser menos navegables. Seguramente habrá que seguir la vieja interpretación que las incluía en

el concepto de lago, pero manifiesta un error de técnica legislativa cuando en el dominio público se especifican como cosas diferentes.

C. Aguas del dominio privado del Estado:

- a) Los lagos no navegables que no son privados.
- b) Todas las aguas que existan en inmuebles del dominio privado del estado.

D. Aguas sin dueño (*res nullius*):

Sigue siendo sin dueño, pero susceptible de apropiación. el agua de lluvia que cae en lugares públicos o corre por ellos (art. 1947, a, iii).

Ahora retomando el tema de las riberas de ríos, lagos y lagunas públicos, el Código Civil y Comercial en su art. 235 menciona entre aquellas a "los ríos, estuarios, arroyos y demás aguas que corren por cauces naturales" (inc. c) pero aclara en el mismo inciso que se "entiende por río el agua, las playas y el lecho por donde corre, delimitado por la línea de ribera que fija el promedio de las máximas crecidas ordinarias". El mismo inciso incluye en el dominio público a los lagos y lagunas "navegables" y establece que se entiende por lago o laguna al "agua, sus playas y su lecho, respectivamente, delimitado de la misma manera que los ríos".

La redacción actual supone la superación de las dificultades, en la delimitación del dominio público de la del dominio privado de las franjas de tierra ocupadas por las crecidas de los cursos de las aguas, que emergían de la redacción anterior del artículo 2340 inc.4 identificando como ribera la ocupación de tierras por las aguas durante las "crecidas medias ordinarias", concepto que colisionaba con la del artículo 2577 que fijaba como límite de los ríos el que resultara de "las más altas aguas en su estado normal".

La línea de ribera en el Código de Aguas de la Provincia de Buenos Aires

A pesar de varios intentos a lo largo de la historia de la Provincia (Pastorino, 2014), el Código de Aguas fue sancionado recién en los últimos días de 1998 y, no obstante comprender un enfoque bastante más amplio, integral y con una mirada unicista respecto al recurso, no puede dejar de reconocer el esquema dominial previsto en el Código Civil y sus instituciones. En pos de la coherencia en el tratamiento

del tema, mencionaremos las disposiciones sobre la línea de ribera primero, para seguir el hilo del tratamiento con respecto a aquel cuerpo normativo nacional. Luego algunas cuantas disposiciones del Código de Aguas y de la Autoridad por él creada que pueden tener alguna importancia en la protección de estas, ante las modificaciones recurrentes realizadas tanto por sujetos privados como entes públicos y otras restricciones impuestas en relación a llanuras de inundación y cartas de riesgo hídrico. Ante el criterio rígido del Código Civil y del actual Código Civil y Comercial que pretende una delimitación tajante espacial entre lo que puede pertenecer al dominio público y privado, corresponde cuestionarse la concordancia de la línea de ribera con respecto a la dinámica ecosistémica, ante escenarios de excesos hídricos y aumentos de caudales, desbordes de cursos naturales o artificiales cuya “normalidad” oscilará según transcurra en una “fase húmeda” o una “fase seca” de las que experimenta la ecorregión pampeana desde que se tiene registro desde hace más de siglo y medio. Lo que puede ser ribera en una “fase seca” puede ser cauce en una “fase húmeda”. La ocupación hídrica y, consecuentemente, la ampliación del cauce puede ser instantánea o prolongada en el tiempo, todos estos factores son producidos por la naturaleza, si bien puede concederse que en muchos casos converge la obra humana. Estas situaciones ponen en conflicto no sólo la delimitación territorial de un ecosistema acuático, del que las riberas forman parte, sino también la delimitación entre el dominio público y el dominio privado de parcelas rurales colindantes a cursos naturales o artificiales de aguas.

La consideración precedente nos coloca ante la evidencia que las líneas de riberas no son “permanentes”, son fluctuantes por acción combinada de la naturaleza y obras hidráulicas, factores que incorporan obstáculos para el diseño y acción de eventual recuperación o restauración de las riberas para la protección del ecosistema acuático.

Ello, no obstante, a nivel normativo la delimitación de la línea de ribera y los criterios para realizarla están previstos en el artículo 18 del Código de Aguas que expresa: “la Autoridad

del Agua fijará y demarcará la línea de ribera sobre el terreno, de oficio o a instancia de cualquier propietario de inmuebles contiguos o de concesionario amparados por el Código de Aguas. Si la demarcación se realizare de oficio, será a cargo del Estado y si lo fuere a petición de parte, a su exclusivo cargo. Se considerará crecida media ordinaria a aquella que surja de promediar los máximos registrados en cada año durante los últimos cinco años. A falta de registros confiables se determinará conforme a criterios hidrológicos, hidráulicos, geomorfológicos y estadísticos evaluados a la luz de una sana y actualizada crítica.

De este artículo se deriva que corresponde a la Autoridad del Agua la delimitación, lo que en la práctica hará con participación de la Fiscalía de Estado, organismo de la Constitución provincial previsto para la tutela del interés público. También surge que puede hacerse a instancia de parte o de oficio, es decir, por decisión de la propia autoridad. En la práctica, muchas veces son los particulares que, en miras a un trámite de usucapión o exigencias de tipo administrativas, instan a la delimitación por la parte en que el río colinda con su terreno, lo que desde ya nos indica una labor por demás inconclusa, parcial y discontinua. También reafirma la directriz de tomar las crecidas medias ordinarias pero avanza en sintetizar este criterio a través de un promedio de los máximos registrados de cada año de los últimos cinco años, decisión que también hace referencia a una fluctuación que puede influir, por un lado, en el aceleramiento o desinterés por delimitar la línea de ribera en un momento dado y, por el otro lado, en situaciones de zozobra de parte del privado o de los intereses colectivos, algunos años posteriores a la delimitación, por las características propias de nuestra Provincia con períodos de inundaciones y sequías mucho más amplios. Esto pretende ser solucionado por el art. 21 del Código de Aguas que dispone que “cuando la línea de ribera cambiase por causas naturales o acto legítimo, la Autoridad del Agua procederá a una nueva fijación y demarcación”, claro que tal disposición deja algunas dudas desde el punto de vista jurídico a la luz de la doctrina de los derechos adquiridos. Finalmente, en caso de no haber datos estadísticos, se

invocan criterios hidrológicos, geomorfológicos e hidráulicos, que deberán ser evaluados en base a una sana y actualizada crítica. Es de notar que no se mencionan criterios biológicos o ecológicos. Respecto a la actualización de la práctica y actualización en base a criterios, es de mencionar que se realizan periódicamente congresos sobre el tema línea de ribera, impulsados por el Consejo Hídrico Federal el que nuclea a las autoridades en materia de agua de todas las provincias.

Luego de aproximadamente 10 años, el Código fue reglamentado. El decreto 3511/07 nos aporta algunas cuestiones importantes. En primer lugar, define qué se entiende por línea de ribera como “una sucesión de puntos que determinan las altas mareas normales o las crecidas medias ordinarias” (art. 18). A continuación, el decreto introduce una vía para poder considerar otros criterios científicos al decir que para la fijación “la Autoridad del Agua utilizará, además de la serie indicada en el párrafo tercero del artículo, todas las series hidrométricas confiables y disponibles, representativas del comportamiento hidráulico, y toda la información y la metodología académicamente aceptada, necesaria para obtener la fijación de la línea de ribera más exacta posible” (art. 18). Resulta también importante señalar que el decreto reglamentario incluye una norma de protección de la ribera al disponer en su artículo 21 que en “el supuesto de alteraciones de la línea de ribera que no tenga origen en causas naturales o en acto legítimo, corresponderá declarar la clandestinidad de lo obrado e intimar al propietario o responsable a la realización de los trabajos necesarios para restituir, a su costa, las cosas a su estado natural o anterior” disposición, por otra parte, coherente con el art. 41 de la Constitución Nacional que introdujo el criterio de la recomposición del daño ambiental. Luego de publicado el decreto y ratificados los criterios establecidos en el Código y su reglamentación, Cadenazzi (2007) recuerda que el por entonces Ministerio de Infraestructura, Vivienda y Servicios Públicos, dictó la resolución 705/07 para el procedimiento de “declaración de la existencia”, definición y demarcación de la línea de ribera y visación de planos de mensura, tramite este último de competencia de tal ministerio pero que requiere la previa

demarcación de la línea. En la resolución se autoriza a recurrir al asesoramiento de organismos públicos e instituciones académicas y/o de investigación nacionales y/o provinciales con incumbencia en la materia, a los efectos de realizar los estudios necesarios para la determinación técnica de la línea de ribera, en los casos que así se estime conveniente.

El entrecomillado a la declaración de existencia lo hemos agregado nosotros en virtud que lo interesante que señala el autor de esta resolución es contemplar un supuesto poco tratado por la doctrina hasta ese entonces y referido a lo que la resolución llama “situaciones mínimas, donde el agua existente no satisface usos de interés general”. En la lógica de la disposición se contempla el supuesto de aguas que, sin haber sido taxativamente incluidas por el Código Civil como del dominio público por formar “cuerpos” definidos (mares, ríos, lagos y lagunas, etc.) podrían entrar en esa categoría dominial por ser aptas para satisfacer necesidades de interés general. Allí la resolución ejemplifica con situaciones tales como “aguas sin cauce identificable en el terreno, cursos efímeros o intermitentes, líneas de escurrimiento, vaguadas, bañados, humedales, pantanos, aguas estancadas temporalmente”. Para esos casos, la resolución plantea que, previamente, la Autoridad defina si son aguas que tengan o adquieran la aptitud de satisfacer usos de interés general (en consonancia con el antiguo art. 2340 inc. 3, definición hoy reiterado a en el art. 235 inc. 3), situación que debería analizarse en cada caso concreto puesto que, si dichas aguas hubieran sido ya contempladas dentro de la propiedad privada, tal declaración debería funcionar como una declaración particular de interés general que habilite la expropiación (Pastorino *et al.*, 2013). La resolución dispone que, en caso de no declararse por acto administrativo del Directorio de la Autoridad del Agua dicho estado de interés general, no corresponde la delimitación de la línea de ribera.

También representa de interés para nuestra temática la apelación de la resolución a la ley 6253, que quedó vigente como cuerpo normativo de importancia en el derecho de aguas de la Provincia (junto con la 5965 relativa a la contaminación y la 6254 que prohíbe

fraccionamientos en zonas inundables, entre otras). La ley 6253 crea zonas de conservación de los desagües naturales a cada lado de los ríos, canales, arroyos y en todo el perímetro de las lagunas, estableciendo una medida de 50 metros en cursos y 100 metros en lagos y lagunas, a partir, precisamente, de la línea de ribera, donde rige una restricción a la propiedad privada, prohibiéndose variar el uso actual de la tierra y permitiéndose sólo ejecutar las obras y accesorios que sean necesarias para su actual destino o explotación.

Otras disposiciones del Código de Aguas y de la Autoridad del Agua útiles para la protección de riberas

Como se ha señalado, el Código de Aguas rige el recurso a partir de un criterio de unicidad (Pastorino, 2014). En tal sentido, al intentar abarcar el gobierno de todas las aguas y de todas las actividades que pueden afectarlas, posee disposiciones útiles para prevenir cualquier afectación a las riberas. Como regla general puede decirse que toda obra que afecte la dinámica del agua requiere permiso o concesión previos de la Autoridad del Agua, la que deberá hacer las evaluaciones técnicas pertinentes. Además:

1) Al mandar a la Autoridad del Agua a confeccionar cartas de riesgo hídrico prohíbe en las zonas que puedan ser afectadas por inundaciones, obras, plantaciones u otros obstáculos sin previa autorización de la Autoridad del Agua en las mismas (art. 6). Es de hacer notar que, previamente al Código de Aguas, para cartas de riesgo ya se había sancionado una ley más específica y aún vigente, 11.964, la que, además, obliga a realizar la evaluación de impacto ambiental en las obras a ejecutar. En zonas de riesgo o evacuación de inundaciones, el Poder Ejecutivo puede establecer restricciones referidas a “edificar o modificar construcciones de determinado tipo”; reglamentar los usos de los inmuebles y sus accesorios; habitar o transitar en zonas de riesgo inminente (art. 156). La ley 11.964 expone una preocupación por las manifestaciones de

los fenómenos ambientales que trascienden los límites artificiales del dominio o de derechos en general. También expresa, capaz en forma incompleta, una visión de interrelaciones y dinámicas ecosistémicas, tanto al obligar a incorporar a la zonificación áreas protectoras de fauna y flora silvestre como a realizar una evaluación de impacto ambiental de las obras y trabajos a ejecutar.

2) En caso de otorgar permisos para la ocupación de cauces, lechos, vasos o álveos, la Autoridad del Agua podrá requerir un estudio de impacto ambiental (arts. 34 y 44). Pero en general, fuera de estos casos específicos, la Autoridad del Agua considerará cuáles actividades generan riesgo o daño al agua o al ambiente y exigirá la EIA, conteniendo el Código algunas disposiciones complementarias para los mismos, más allá de las disposiciones generales de la ley 11.723, tales como la exigencia de contemplar y evaluar “distintas alternativas” (arts. 97 y ss.).

3) En caso de obstrucción natural del escurrimiento, la Autoridad del Agua puede obligar al propietario a remover los objetos que la generan o a permitir el acceso para la limpieza (art. 137).

4) Se reitera la prohibición de modificar el uso de la tierra en una franja de 50 metros de ríos y canales a fin de conservar los desagües naturales (art. 143).

Pero también en el Código se autoriza a los dueños de predios que lindan con cauces públicos a defender sus márgenes contra “la fuerza del agua”, mediante endicamientos marginales o atacarrepuntes, plantaciones o revestimientos que pueden situarse aún en la ribera; pero deben obtener permiso de la Autoridad del Agua con quince días de antelación, e incluso, la Autoridad puede mandar a suspender tales operaciones y aún restituir las cosas a su estado anterior cuando ello amenace causar un perjuicio (art. 96).

Se puede pensar, de la lectura del Código y del nombre que éste le dio a su autoridad de aplicación, que todo queda en manos de una fuerte autoridad omnipresente en el vasto territorio provincial, uno de los más antropizados, urbanizados y utilizados del país. Pero en un análisis en profundidad de la eficacia del Código, la aparente contundencia de sus

disposiciones podría ser puesta en duda. También son dignas de consideración algunas resoluciones de la Autoridad del Agua, entre las que pueden citarse la Resolución 229/02 de canales y obras clandestinas, que autoriza a denunciarlos y establece un procedimiento para la intervención de la Autoridad del Agua tendiente a restablecer el estado anterior.

Por otra parte, también con relación a las riberas en el territorio bonaerense debe mencionarse el decreto 1072/18 que establece un procedimiento para la convalidación de cambios de uso del suelo y aprobación de conjuntos inmobiliarios (barrios cerrados y clubes de campo) en forma electrónica; el que ordena los pasos a seguir a través de los distintos organismos provinciales involucrados. Fundamentalmente, lo que procura el decreto es dar un trámite común y ordenado a las intervenciones de la Dirección Provincial de Ordenamiento Urbano y Territorial del Ministerio de Infraestructura y Servicios Públicos, actualmente dentro del Ministerio de Gobierno, autoridad de aplicación provincial del decreto – ley 8912/77; de la Autoridad del Agua, organismo autárquico pero dentro del Ministerio de Infraestructura, por cuanto la misma tuvo desde su creación a partir de la sanción del Código de Aguas, intervención en los fraccionamientos de tierras urbanas y suburbanas para vivienda en cuanto a la necesidad de analizar la factibilidad de agua potable en las mismas (art. 173 del Código de Aguas), pero que también, en el devenir del desarrollo de proyectos como los descriptos de mega urbanizaciones que modifican los espacios acuáticos y humedales y el normal escurrimiento del agua, la convocaron como autoridad de aplicación del Código en cuanto no pueden realizarse alteraciones de este tipo sin su previa aprobación y, finalmente, del Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS) por su necesaria intervención para evaluar ambientalmente tales proyectos y dictar la correspondiente declaración de impacto ambiental.

Algunas otras normas provinciales de interés

No obstante, lo dicho respecto al Código de

Aguas que somete a un control, autorización y evaluación de obras por parte, preferentemente, de los privados, el mismo Código mantuvo la vigencia de la ley 10.106 que establece un “Régimen General en Materia Hidráulica”, texto actualizado con las modificaciones de las leyes 10.385, 10.988 y 2.307/99. Esta norma regula los estudios, anteproyectos, proyectos, ejecución y financiación de obras de drenaje rurales; desagües pluviales urbanos; dragado y mantenimiento de cauces en vías navegables; dragado de lagunas u otros espejos de agua y su sistematización, así como cualesquiera otros trabajos relacionados con el sistema hidráulico provincial. El art. 4 de la ley 10.106 dispone que la conservación, modificación y reconstrucción de gálibos de los canales principales de drenaje y de los cursos de aguas naturales que abarquen más de un partido estará a cargo de la Provincia. Mientras, el artículo 14 de la ley 10.385 creó un Fondo estatal para financiarlos.

El art. 3 de la ley 10.106 autoriza a delegar en los municipios el poder de policía hasta los límites de capacidad de los cuerpos receptores que a juicio de la misma no comprometan el normal funcionamiento de los sistemas de drenaje zonal y total.

CONCLUSIONES

El derecho miró desde sus orígenes los conflictos y sus soluciones en la búsqueda de un objetivo superior, como la paz social. Reguló siempre interviniendo en las actividades humanas y se interesó por las motivaciones propias de los hombres. En esa lógica, los recursos naturales fueron objeto de apropiación y uso. En materia de aguas, la legislación, como en tantos otros aspectos, deriva de normas del derecho romano y sus criterios se consolidan con el paso del tiempo y su aceptación. Los fenómenos ambientales fueron siempre difíciles de interpretar y el derecho les aplicó sus reglas. Las cuestiones dominiales, es decir la clasificación de los bienes de acuerdo con su titular o dueño, se definen en el ordenamiento argentino en el Código Civil a partir de competencias otorgadas en la Constitución y que las provincias no pueden soslayar. Por eso se ha descripto

primero el cuadro nacional para luego ver en ese contexto cómo las normas provinciales regulan los fenómenos concretos que suceden en su territorio.

La línea de ribera es el instituto jurídico principal para poder definir lo público y lo privado y, con ello, distintas modalidades de intervención del derecho. Bajo una concepción aún muy amplia y casi absoluta del derecho de propiedad, imponer restricciones a favor de conceptos científicos, se hace todavía muy difícil.

Ello, no obstante, se ha visto que para la definición de la línea de ribera la legislación provincial reconoce la dinámica del recurso. Adopta criterios hidrológicos y geomorfológicos, además de las mediciones de las crecidas del agua, previstas en el Código Civil, en cuanto en el mismo terreno pueden tomarse datos o vestigios del alcance de tales crecidas. En cambio, la normativa no hace referencia expresa a manifestaciones biológicas o ecológicas, como podrían derivarse de la presencia de ciertas poblaciones de plantas, criterios que sí se receptan como válidos en distintos proyectos de leyes de humedales. A pesar de ello, las normas provinciales admiten que la Autoridad del Agua puede recurrir a toda metodología académicamente aceptada y a recurrir al asesoramiento de organismos públicos e instituciones académicas y/o de investigación nacionales y/o provinciales con incumbencia en la materia.

Más allá de la delimitación de la línea de ribera, resulta por demás necesario dar cumplimiento con la ley 11.964 porque esta manda establecer la definición y la demarcación, en el terreno y en la cartografía y la preparación de mapas de zonas de riesgo que incluyan diferentes zonas con prohibiciones totales, más severas y parciales, según el riesgo. Para ello, el rol de la ciencia es fundamental y debe analizarse la situación en forma holística e interdisciplinaria tratando de comprender la dinámica ecosistémica. En esas áreas, las restricciones no serán ni acotadas ni establecidas en base a reglas arbitrariamente establecidas para toda la Provincia sin distinción de diferencias, como la citada medida de 50 metros a partir de la ribera para evitar construcciones, seguramente condicionada por el criterio de no alterar el derecho de propiedad.

Claro que, avanzar en base a la ley 11.964 abarcando extensiones más amplias requiere de mucha más decisión política, comprensión de los valores en riesgo, tanto naturales como materiales como humanos y, seguramente, será más probable si se utiliza una metodología participativa y de búsqueda de consensos con los propios destinatarios asentados o con propiedades en las áreas de riesgo.

REFERENCIAS

- Cadenazzi, A. (2009).** La línea de ribera. Procedimiento para su definición y demarcación ante situaciones de mínima concurrencia de agua. En: Pastorino, L. (Dir.). *El agua* (pp. 367-381). Buenos Aires: Ediciones Cooperativas y Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales de la Universidad Nacional de La Plata.
- Cano, G. (1979).** *Recursos naturales y energía. Derecho, política y administración.* Buenos Aires: Fondo Editorial de Derecho y Economía.
- Francario, L. (1990).** *Danni ambientali e tutela civile.* Napoli: Jovene.
- López, J. (1987).** El derecho federal de aguas en la legislación federal argentina. *Anales de la Academia Nacional de Derecho y Ciencias Sociales de Córdoba*, XXVI, 23-72.
- Marienhoff, M. (1939).** *Régimen y legislación de las aguas públicas y privadas.* Buenos Aires: Abeledo Perrot.
- Mathus Escorihuela, M. (2007).** Las clases de agua y su regulación. En: Mathus Escorihuela, M. (Dir.). *Derecho y administración de aguas* (pp. 83-102). Mendoza: Edición propia.
- Lamoglia, C. M. (2018).** La línea de ribera y el aluvión desde la legislación y su tratamiento en la jurisprudencia. En: Pastorino, L. F. (Dir.). *Las formas de la naturaleza y sus formas de regulación* (pp. 161-170). Buenos Aires: Ediciones Cooperativas y Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales de la Universidad Nacional de La Plata.
- Pastorino, L. F. (2005).** *El daño al ambiente.* Buenos Aires: Lexis Nexis.

- Pastorino, L. F. (2009).** El agua y las categorías jurídicas. En: Pastorino, L. (Director). *El agua* (pp. 19-40). Buenos Aires: Ediciones Cooperativas y Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales de la Universidad Nacional de La Plata.
- Pastorino, L. F. (2014).** Código de Aguas de la Provincia de Buenos Aires. En: Pastorino, L. F. (Coordinador). *De códigos y desafíos jurídicos para enfrentar la crisis del agua* (pp. 23-56). Buenos Aires: Ediciones Cooperativas y Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales de la Universidad Nacional de La Plata.
- Pastorino, L. F. (2017).** Una visión panorámica del derecho del agua. *Revista Iberoamericana de Derecho Ambiental y Recursos Naturales*, 24. Recuperado en: <https://ar.ijeditores.com/pop.php?option=articulo&Hash=e479520777c4442ec6ddcdfd14442a16> (fecha de acceso: 13-08-2020)
- Pastorino, L., Cenicacelaya, M. y Diloreto, A. (2013).** Régimen de dominio de las aguas subterráneas y consecuencias para su gestión, protección, tutela y aprovechamiento. En: , González, N., Kruse, E. E., Tovatto, M. M. y Laurencena, P. (Eds.). *Agua subterránea, recurso estratégico. Tomo 1.* (pp. 259-266). La Plata: Edulp.