

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL

Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas



**Tesis para la obtención del Grado Académico de
Doctor en Ciencias Biológicas**

**MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS COMO INDICADORES
DE INTEGRIDAD ECOLÓGICA DEL SISTEMA FLUVIAL
RÍO DULCE (SANTIAGO DEL ESTERO)**

Marta Elisabeth Leiva

Directora: Dra. Mercedes R. Marchese

**Lugar de realización: Instituto de Protección Vegetal INPROVE
Facultad de Ciencias Forestales – Universidad Nacional de Santiago del Estero**

2018

AGRADECIMIENTOS

A Mercedes Marchese, por mucho más que la orientación académica de esta tesis. Por la generosidad y calidez humana con que me acompañó en este trayecto.

A Liliana Diodato, por brindarme su apoyo para el desarrollo de mi beca doctoral en el INPROVE de la FCF, haciéndome parte del proyecto de la institución. Por la libertad con que me permitió crecer a lo largo de estos años.

A la UNSE y a CONICET, por la beca doctoral.

A los colegas docentes-investigadores de la UNSE, “Churchil” Tévez, Guido Lorenz, Jorge Prieto Villarroya, Ana Ledesma, Augusto Wottitz, que me facilitaron laboratorios, materiales, equipos, datos, asesoramiento, y cuando fue el caso inclusive un oído dispuesto y la respuesta justa. A Nadson Simões Da Silva, por atender tan amablemente a mis consultas sobre análisis estadísticos y sus sugerencias para mejorarlos.

A los integrantes del Laboratorio de Bentos del INALI, por hacerme sentir siempre bienvenida y parte de ese espacio. Por las ayudas en las identificaciones taxonómicas y por las palabras de aliento en cada paso.

A los alumnos que me acompañaron y acompañan en horas de lupa, de muestreos, y de proyectos: Euge, Fernanda, Sergio, Ana, Silvia, Ernestina, Sara, Flor, Ahilén, Agustín.

A Graciela y Umaño por el acompañamiento en las “idas al río”.

A los organismos que me facilitaron acceso a datos de caudales, Ministerio del Agua y Superintendencia del Servicio de Riego de Santiago del Estero.

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de Santiago del Estero, donde desarrollé mis estudios de grado y hoy mi actividad de investigación y docencia.

A la Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional del Litoral donde desarrollé mis estudios de posgrado.

A mi Consejero de Estudios, Dr. Ricardo Albariño, por el seguimiento de mi trayecto de tesis y junto a él a mis otros dos evaluadores, Dr. Alberto Rodríguez Capítulo y Dra. Ana María Gagnetten, por sus revisiones y valiosos aportes a la presentación final de esta tesis.

A Diego, por permitirme hacer de este proyecto parte de nuestra vida, por la fabricación de muestreadores, por los fines de semana de salidas a campo, y etc. A él, y a Camilo y Santino, por su amor inmenso.

PUBLICACIONES

Leiva, Marta; Marchese, Mercedes; Diodato, Liliana; Tevez, Héctor. 2017. **Assessing disruption of longitudinal connectivity on macroinvertebrate assemblages in a semiarid lowland river.** *Acta Limnol. Brasil.* vol. 29, e19
<http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X0517>. Rio Claro: Brazilian Association of Limnology. ISSN 0102-6712. ISSN on-line 2179-975X

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	2
PUBLICACIONES	3
ÍNDICE	4
ABREVIATURAS	7
RESUMEN.....	8
ABSTRACT.....	10
INTRODUCCIÓN	12
OBJETIVOS	15
Objetivos generales.....	15
Objetivos específicos	16
CAPÍTULO I: CARACTERIZACIÓN DEL SISTEMA FLUVIAL EN BASE A CALIDAD DE AGUAS, SEDIMENTOS Y BOSQUE DE RIBERA	17
INTRODUCCIÓN	18
OBJETIVOS	19
MATERIALES Y MÉTODOS	19
Área de estudio: Sistema fluvial del Río Dulce	19
Muestras	27
Variables analizadas para la caracterización del sistema fluvial	29
Evaluación de calidad del bosque de ribera	32
Análisis estadístico	32
RESULTADOS	33
Calidad de aguas en el Río Dulce	33
Caracterización de sedimentos del lecho	36
Metales pesados en sedimentos y agua	37
Efecto del pulso de crecida sobre la calidad de agua y sedimentos	38
Ordenación de los sitios según las variables ambientales	40
Calidad del Bosque de Ribera.....	42
DISCUSIÓN	43
CONCLUSIONES	46
CAPÍTULO II: ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DE LOS ENSAMBLES DE INVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN EL GRADIENTE LONGITUDINAL DEL RÍO DULCE	48

INTRODUCCIÓN	49
OBJETIVOS	52
METODOLOGÍA	52
<i>Muestreos</i>	52
<i>Análisis de los datos</i>	53
RESULTADOS	56
<i>Estructura y diversidad de los ensambles bentónicos</i>	56
<i>Caracterización ambiental de los sitios</i>	63
<i>Diversidad β entre sitios</i>	64
<i>Relación de los ensambles con las variables físico-químicas</i>	66
<i>Particionamiento de la variancia entre las variables ambientales y espaciales</i>	68
DISCUSIÓN	70
CONCLUSIONES	74
CAPÍTULO III: EFECTO DEL PULSO DE CRECIDA SOBRE LA ESTRUCTURA DE LOS ENSAMBLES BENTÓNICOS	75
INTRODUCCIÓN	76
OBJETIVOS	77
METODOLOGÍA	77
RESULTADOS	79
DISCUSIÓN	86
CONCLUSIONES	89
CAPÍTULO IV: EFECTO DE LA SUSTRACCIÓN DE CAUDAL SOBRE LOS ENSAMBLES BENTÓNICOS	90
INTRODUCCIÓN	91
OBJETIVOS	92
METODOLOGÍA	93
<i>Área de estudio</i>	93
<i>Análisis de datos</i>	93
RESULTADOS	95
<i>Caudales</i>	95
<i>Características físicas y químicas</i>	96
<i>Estructura y composición de los ensambles bentónicos</i>	98
DISCUSIÓN	102
CONCLUSIONES	106
CAPÍTULO V: GRUPOS FUNCIONALES TRÓFICOS	107

INTRODUCCIÓN	108
OBJETIVOS	109
METODOLOGÍA	109
RESULTADOS	110
DISCUSIÓN	113
CONCLUSIONES	115
CAPÍTULO VI: EVALUACIÓN DEL POTENCIAL BIOINDICADOR DE LOS ENSAMBLES BENTÓNICOS EN EL SISTEMA FLUVIAL DEL RÍO DULCE.....	116
INTRODUCCIÓN	117
OBJETIVOS	118
METODOLOGÍA	119
<i>Análisis de hemerobia del paisaje.....</i>	<i>119</i>
<i>Aplicación de Índices Bióticos basados en el nivel taxonómico de familia</i>	<i>126</i>
<i>Correlación de diversidad, riqueza e índices bióticos con variables ambientales</i>	<i>127</i>
<i>Análisis del valor indicador de los macroinvertebrados bentónicos</i>	<i>127</i>
<i>Análisis de ordenación de los sitios en relación a los factores de impacto</i>	<i>128</i>
RESULTADOS.....	128
<i>Niveles de hemerobia</i>	<i>128</i>
<i>Aplicación de Índices Bióticos</i>	<i>130</i>
<i>Correlación de diversidad, riqueza e índices bióticos con variables ambientales</i>	<i>134</i>
<i>Análisis del valor indicador de los macroinvertebrados bentónicos</i>	<i>135</i>
<i>Análisis de ordenación de los sitios en relación a los factores de impacto</i>	<i>138</i>
DISCUSIÓN	139
CONCLUSIONES	143
CONCLUSIONES GENERALES	145
BIBLIOGRAFÍA.....	147
ANEXO: FOTOGRAFÍAS	174

ABREVIATURAS

QBR: Índice de Calidad de Bosque de Ribera

IAH: Índice de Alteración Hidrológica

CE: Conductividad Eléctrica

T°C: Temperatura en grados centígrados

STS: Sólidos Totales en Suspensión

OD: Oxígeno Disuelto

MO: Materia Orgánica

DBO: Demanda Biológica de Oxígeno

INTEC: Instituto de Desarrollo Tecnológico para la Industria Química

OMS: Organización Mundial para la Salud

CEQG: Canadian Environmental Quality Guidelines

ISQG: Interin Sediment Quality Guidelines

PEL: Probable Effect Level

IMRP: Índice de Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos

CPOM: Materia Orgánica Particulada Gruesa

FPOM: Materia Orgánica Particulada Fina

GFT: Grupos Funcionales Tróficos

C-R: Colectores-recolectores

C-F: Colectores-filtradores

P: Depredadores

Rasp: Raspadores

R: Riqueza taxonómica

BMWP': Benthic Macroinvertebrates Working Party

ASPT: Average Score Per Taxon

RESUMEN

El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores del estado ecológico de los ríos constituye un área de conocimiento en continuo crecimiento. Uno de los factores que influyen para que estas investigaciones cobren mayor impulso es el hecho de que los ecosistemas fluviales están cada vez bajo mayor presión, debido a los variados servicios que proveen a las actividades humanas. La misma razón hace necesario ampliar el conocimiento ecológico necesario para que su aprovechamiento no comprometa la conservación de sus funciones ecosistémicas. El Río Dulce, en Santiago del Estero, Argentina, es afectado por múltiples presiones antrópicas, principalmente en relación a la regulación de caudales, la pérdida de los ecosistemas de ribera y la contaminación. Al presente, no se ha desarrollado aún una base de conocimiento ecológico que permita proponer herramientas para el manejo y monitoreo de este sistema fluvial. En este trabajo de tesis se propuso un estudio sobre la ecología del Río Dulce enfocado en los ensambles de macroinvertebrados bentónicos, con el objetivo de proponer herramientas para su utilización como indicadores de integridad ecológica. Para ello se plantearon muestreos en sitios localizados sobre el gradiente longitudinal del río en periodos de aguas bajas y de post-crecida, y se analizó la calidad de aguas, las características del hábitat, variables hidrológicas y morfológicas, y se analizaron las condiciones de las riberas, con el objetivo de lograr una evaluación integral del sistema fluvial. Como resultados principales, respecto de la calidad de agua se evidencia sobre el gradiente longitudinal un impacto antrópico relacionado a las fuentes de contaminación urbana. La granulometría del lecho con alta proporción de arenas y materiales gruesos, en conjunto con la velocidad de la corriente, resultan características particulares del sistema fluvial, que influyen sobre la composición y estructura de los ensambles bentónicos. Se registraron 100 taxa identificados a diferentes niveles taxonómicos, de los cuales la familia Chironomidae de Insecta y la Clase Oligochaeta fueron dominantes. Los organismos colectores-recolectores fueron el grupo funcional trófico predominante. Se observó una alta diversidad β relacionada principalmente al reemplazo taxonómico entre los sitios, así como una importante variabilidad temporal relacionada al pulso de crecida estacional. Se detectó una fuerte influencia de la alteración hidrológica, dada por la sustracción de caudales hacia el sistema de riego. Las riberas del Río Dulce muestran moderados a fuertes niveles de impacto, con

degradación del bosque de ribera, y pérdida irreversible de la vegetación y morfología natural en las áreas urbanizadas. Los ensambles de macroinvertebrados bentónicos registraron el gradiente de impacto sobre la calidad del agua, aunque estuvieron muy influenciados por las características físicas del hábitat. Esto plantea la necesidad de ajustar aspectos metodológicos relacionados a la selección de los sitios con el objetivo de un adecuado biomonitoreo de calidad de aguas. Los quironómidos y oligoquetos mostraron valor indicador a nivel de géneros y especies, por lo tanto, se plantea la necesidad de profundizar los estudios a fin de aprovechar el potencial indicador de niveles de resolución taxonómica más finos, respecto de estos taxa. Se concluye que en el tramo del Río Dulce estudiado se logra una diferenciación de los sitios en base a los índices bióticos y los impactos identificados, separando a aquellos sitios que muestran una mejor calidad ecológica de aquellos con menores valores de calidad ambiental. Se concluye que es factible utilizar a los ensambles de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de integridad ecológica en el Río Dulce, porque hay una estructura de ensambles diversa y asociada a diferentes características tanto de calidad de aguas como hidrológicas, morfológicas y en relación a los impactos antrópicos que se pudieron identificar en el sistema fluvial.

ABSTRACT

Benthic macroinvertebrates as river ecological indicators constitute a growing area of knowledge. These investigations receive impulse due to the biggest pressures on the fluvial ecosystem services around the world. In order to not compromise the ecosystems services that the rivers provide, it becomes necessary to improve their ecological knowledge. Dulce River, in Santiago del Estero province, Argentina, is under multiple anthropogenic pressures. These stress factors are, mostly, flow regulation, riverine degradation, and pollution. Nowadays, there is not an ecological baseline that proposes tools for the management and monitoring of this fluvial system. The present thesis was conducted as an ecological approach, focused on benthic macroinvertebrates assemblages. The main goal was to obtain information useful for the development of integrity ecological indicators. The research was conducted in order to evaluate biota composition and structure, water quality, fluvial habitat features, hydrological and morphological variables, and riverine landscape condition. As principal results, water quality shows anthropogenic impacts regards to urban pollution sources. Riverbed with sandy and coarse substrates, current velocity, bottom organic matter, and water quality constitutes drivers for benthic assemblages composition and structure. It was recorded one hundred taxa at different taxonomic levels. Chironomidae and Oligochaeta were dominants. Collector-gatherers were the most abundant functional feeding group. High β diversity was observed, mostly related to turnover between sites. Also, an important temporal variability because of the seasonal spate. It was detected a strong hydrological alteration, induced by water abstraction, that influence on benthic macroinvertebrates assemblages. Riverine landscapes are shown moderates to strong anthropogenic impacts, with riparian forest degradation and irreversibly loss of morphological features in urban areas. Benthic macroinvertebrates assemblages reflected the gradient of water quality, even when they were influenced by physical habitat features. That alerts about the necessity of methodological adjustments for biomonitoring sites selection. Chironomids and oligochaetes exhibit indicator capacity at genera and species level, so it is desirable to improve research aimed to exploit the ecological indication potential, for this taxa. In the studied river reach, the current approach was successful in differentiating poor environmental quality locations from de better ones, based on the biotic index and anthropogenic impacts. The conclusion is that is possible to use

benthic macroinvertebrates as ecological integrity indicators in the Dulce River, because there is a diverse assemblage structure, associated with water quality but also with hydrological and morphological features, and regarded to anthropogenic impacts identifies in the fluvial system.

INTRODUCCIÓN

Los ríos están entre los ecosistemas más amenazados del planeta, al ser afectados por múltiples factores de perturbación entre los que se destacan la contaminación, las alteraciones geomorfológicas de sus cauces y planicies de inundación, la construcción de represas y la regulación de caudales, las invasiones biológicas, la sobreexplotación de recursos y el cambio climático [1–3]. Estas amenazas representan un riesgo tanto para la conservación de los ecosistemas y su biodiversidad como para la seguridad y salud humanas, en el marco del uso sustentable del agua y los recursos asociados [4].

La evaluación y monitoreo de los sistemas fluviales en las últimas décadas se ha fortalecido en el uso y desarrollo de herramientas integrales, contemplando la evaluación físico-química, hidromorfológica y biológica [5–8].

Este enfoque holístico tiene sus bases en el concepto de integridad ecológica, y a partir de este se desarrollaron numerosas herramientas empíricas y operacionales a los fines de evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos [9–12]. En este marco, un sistema ecológico se define a partir de elementos de composición, estructura y función, que se combinan, dando lugar a procesos en diferentes niveles jerárquicos, y a partir de los que emergen a su vez nuevos procesos y funciones adicionales, y que en conjunto garantizan el mantenimiento y evolución del sistema en el tiempo [13]. De acuerdo a Karr y Dudley (1981) [14], la integridad ecológica es la capacidad de un ecosistema para mantener y recuperar su estructura, organización y funciones ante la mayoría de las perturbaciones naturales o antrópicas a las cuales se le someta. Es deseable mantener la integridad ecológica de los sistemas naturales, puesto que de ello depende que su potencial para brindar recursos sea óptimo.

La efectividad de herramientas de evaluación y monitoreo integral de los ecosistemas acuáticos desde esta perspectiva implica el uso de indicadores ecológicos [13]. Al respecto, la mayor dificultad en la selección de un apropiado indicador ecológico radica en la complejidad de los sistemas. Los indicadores ecológicos deben ser representativos de la estructura, función y composición del ecosistema, y sensibles a cambios en los diferentes grupos de variables (condiciones físico-químicas, redes tróficas, estructura del hábitat, variaciones espacio-temporales, e interacciones bióticas) que pueden resultar afectadas por las intervenciones antrópicas. Para ello, resulta fundamental configurar una base de conocimiento acerca de la biología, diversidad y papel funcional

de diferentes grupos taxonómicos que pueden ser útiles a este fin. Una forma de analizar el estado de los ríos es estudiar a los organismos que viven en ellos y que pueden informarnos de los cambios que se van produciendo. Estos organismos pueden actuar como centinelas de los ríos en el sentido que sus cambios en densidad o ausencias alertan acerca del deterioro de las condiciones físicas, químicas o biológicas que en conjunto constituyen la integridad ecológica del sistema.

En este sentido, los macroinvertebrados bentónicos son uno de los grupos más ampliamente estudiados y aceptados a nivel mundial como indicadores de calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos [15–19]. Los ensambles de macroinvertebrados bentónicos han sido tradicionalmente asociados a la calidad del agua, y por lo tanto indicadores de contaminación de los ecosistemas acuáticos, aspecto alrededor del cual se han desarrollado numerosos índices y sistemas de monitoreo [12, 20, 21]. Estos organismos no solamente son sensibles a la calidad físico-química del agua, sino también a las condiciones hidrológicas y morfológicas de los sistemas fluviales [22–25]. Más recientemente, la preocupación por el cambio climático, los efectos del uso de la tierra y las perturbaciones conjuntas por parte de múltiples estresores también tiene su reflejo en los estudios referidos a macroinvertebrados como indicadores [25–29].

Por otra parte, los enfoques de análisis muestran un desarrollo constante para lograr sets de indicadores que pongan al servicio de la gestión herramientas efectivas, pero también generalizables y predictivas de los cambios en los ecosistemas. Así es que al enfoque taxonómico se ha sumado con fuerza en los últimos años el enfoque de rasgos funcionales, que permite una perspectiva más fácilmente relacionable con las funciones de los ensambles de organismos en los sistemas, y por lo tanto una relación más extrapolable a los servicios ecosistémicos [6, 30–32].

En Argentina, la investigación de los sistemas acuáticos cuenta ya con una amplia línea de base, que permitiría efectivizar sistemas de monitoreo que integren la evaluación físico-química más tradicional con la biológica [33]. El estudio de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad ambiental constituye una línea de investigación de larga data en distintos sistemas fluviales, tal el caso del río Paraná [34, 35], los sistemas fluviales pampeanos [36–41], estuario del Río de la Plata [42, 43], ríos del noroeste [44–47], la cuenca alta del sistema Salí-Dulce [48–50], ríos de la Patagonia [51–58], arroyos serranos de las provincias de Córdoba [59–63], y de San Luis [64–66]. También se registran en nuestro país experiencias de monitoreo de calidad de agua

utilizando estos organismos como bioindicadores, como ocurre con la cuenca Matanza-Riachuelo [36, 67].

Si bien la mayor parte de los estudios sobre macroinvertebrados bentónicos se han enfocado hasta hoy en la perspectiva taxonómica, también se avanza actualmente hacia el análisis funcional, con énfasis en el conocimiento de los grupos funcionales tróficos presentes en los ecosistemas de la región [68–71] así como del conjunto de rasgos biológicos que caracterizan a los ensambles de macroinvertebrados y su potencial de bioindicación [45].

Para el Río Dulce, no se han encontrado antecedentes de estudios científicos que aborden el conocimiento de la diversidad de los macroinvertebrados bentónicos y su ecología. Respecto del resto del territorio de la provincia de Santiago del Estero, el conocimiento es escaso, registrándose en la literatura científica un único trabajo realizado en la zona de Bañados del Río Dulce, al sur de la provincia, por Naval y colaboradores (2016) [72]. Dicho trabajo reporta una aproximación taxonómica y de grupos funcionales tróficos de los macroinvertebrados asociados a macrófitas flotantes y arraigadas, en laguna aledañas a la ruta que atraviesa el área de bañados. Sin embargo, no se registran estudios relativos a los ensambles de macroinvertebrados asociados a los sedimentos, ni en el cauce del río ni en el área de humedales asociados.

En el contexto global es cada vez mayor la presión antrópica sobre los ecosistemas acuáticos y que ponen en riesgo su integridad ecológica, y con ello la provisión de servicios ecosistémicos. En este marco, se hace cada vez más necesario ampliar el desarrollo del conocimiento ecológico tendiente a sustentar una toma de decisiones efectiva y responsable para el uso y mantenimiento de los recursos acuáticos.

Por otra parte, recordando que los sistemas ecológicos tienen una complejidad inherente, las posibles generalizaciones y las particularidades de cada sistema deben considerarse cuidadosamente, tanto en términos de localización ecorregional como de historia de manejo. Por ello se hace necesario ampliar en el espectro territorial el conocimiento de los sistemas acuáticos continentales incluyendo aquellos que aún no han sido objeto de estudios ecológicos. En este sentido, este sería el primer estudio que aborda el conocimiento de los macroinvertebrados acuáticos asociados al sedimento en el sistema fluvial del Río Dulce, y su potencial para proponer herramientas de biomonitoreo de la calidad e integridad ecológica del sistema fluvial.

En esta tesis se propuso, por tanto, estudiar el sistema fluvial Río Dulce, en relación a los factores de perturbación que sobre el mismo están actuando, considerando a los

ensambles de macroinvertebrados bentónicos y su potencial uso como indicadores de la integridad ecológica del sistema. Es así que se plantea la siguiente hipótesis:

La estructura y distribución de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos permitirá realizar un diagnóstico de las principales perturbaciones y sus efectos sobre la integridad ecológica del sistema fluvial del Río Dulce.

Al respecto, se predice que:

- ✓ La estructura y los patrones de distribución de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos se diferenciarán entre los sitios de muestreo con diferentes características hidromorfológicas.
- ✓ La estructura y distribución de los macroinvertebrados bentónicos responderán al pulso hidrológico del sistema fluvial.
- ✓ La estructura de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos estará más simplificada (presentando menor diversidad taxonómica y de los grupos funcionales tróficos) en los sitios con menor calidad del agua.
- ✓ La estructura de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos estará más simplificada en los tramos urbanos donde hay pérdida de calidad del bosque de ribera y modificaciones morfológicas por construcciones (avenidas de costanera y puentes) sobre el lecho del río.
- ✓ La estructura de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos se diferenciará entre tramos del río con diferentes manejos de caudales.
- ✓ En general, la estructura y diversidad de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos mostrarán una respuesta negativa a las perturbaciones antrópicas sobre el sistema fluvial, presentando menor diversidad, simplificación de la estructura, escasa presencia de taxa sensibles e incremento de taxa tolerantes.

OBJETIVOS

Objetivos generales

- Analizar la estructura y los patrones de distribución de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos del sistema fluvial Río Dulce, en Santiago del Estero.
- Evaluar el valor diagnóstico de los ensambles bentónicos para determinar la integridad ecológica del sistema fluvial Río Dulce.

- Contribuir al conocimiento de la biodiversidad de la provincia de Santiago del Estero.
- Generar bases para el desarrollo de herramientas de monitoreo integral del sistema fluvial Río Dulce, en Santiago del Estero.

Objetivos específicos

- Caracterizar el sistema fluvial en función de variables hidrológicas, morfológicas, físico-químicas, condiciones de la ribera, diversidad de hábitats, presiones antrópicas y fuentes de contaminación.
- Determinar la diversidad alfa y β de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos en el eje longitudinal del Río Dulce.
- Establecer el efecto del pulso de crecida estacional sobre la estructura y diversidad de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos.
- Establecer el efecto de la sustracción de caudales sobre la estructura y diversidad de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos.
- Analizar los grupos funcionales tróficos de macroinvertebrados bentónicos.
- Determinar potenciales bioindicadores para su uso en monitoreos de calidad ambiental del sistema fluvial del Río Dulce.

**CAPÍTULO I: CARACTERIZACIÓN DEL SISTEMA
FLUVIAL EN BASE A CALIDAD DE AGUAS,
SEDIMENTOS Y BOSQUE DE RIBERA**

INTRODUCCIÓN

La calidad de aguas descripta a partir de parámetros físico-químicos es una herramienta clásica para determinar potenciales usos del recurso y monitorear los efectos que las actividades humanas pueden provocar sobre la misma. Este concepto evolucionó en las últimas décadas hacia el de calidad ecológica, que plantea una evaluación integral de los cuerpos de agua teniendo en cuenta las comunidades biológicas que estos sostienen y que se materializa en la evaluación de estado ecológico establecida por la Directiva Marco del Agua para la Unión Europea [5]. En este sentido, cada vez más se fortalece en Argentina la propuesta de desarrollar herramientas concretas de monitoreo biológico, basadas en el conocimiento ecológico que sobre muchos de los sistemas hídricos ya se posee en el ámbito científico [33].

Para desarrollar propuestas de evaluación biológica de los cuerpos de agua, es necesario conocer primeramente cómo responden las comunidades biológicas a las características ambientales. Las variables físico-químicas del agua y la granulometría del sustrato configuran los hábitats a los que las diferentes especies se adaptan, y la dinámica temporal estará dada principalmente por el régimen hidrológico del sistema. Por lo tanto, tener una base de conocimiento acerca de dichas características resulta indispensable para entender los procesos biológicos y el tipo de comunidades que pueden desarrollarse en un sistema determinado [73].

Otro aspecto fundamental en la evaluación integral de los sistemas fluviales es el estado de conservación de su vegetación de ribera. Esta formación vegetal cumple importantes funciones ecológicas respecto del río, actuando como agente protector ante la erosión de las márgenes, facilitando el ingreso de materia orgánica, como filtro de contaminantes, y regulando la temperatura y el ingreso de luz en el curso de agua [74]. Una forma de evaluar la integridad de los ecosistemas de ribera es el Índice de Calidad de Bosque de Riberas (QBR) [75]. Este índice evalúa la calidad y funcionalidad de las riberas de los ríos en base a criterios de estructura y cobertura de la vegetación, considerando también la morfología de la ribera y el grado de intervención antrópica sobre las mismas.

Son escasos los estudios que se conocen acerca de las características físico-químicas e hidrológicas del Río Dulce, particularmente de carácter científico. Informes técnicos de diversa índole proveen información puntual acerca de aspectos relacionados al aprovechamiento del agua, a la construcción de infraestructuras relacionadas al sistema fluvial e inclusive a la evaluación de parámetros físico-químicos afectados por la

contaminación de la Cuenca Salí-Dulce [76–78] pero no consideran aspectos necesarios en las evaluaciones ecológicas como los efectos del régimen hidrológico, o los gradientes de perturbación que pudieran identificarse en el sistema fluvial.

OBJETIVOS

- Caracterizar el sistema fluvial en función de variables hidrológicas, morfológicas, presiones antrópicas y fuentes de contaminación.
- Evaluar la calidad de aguas y las características de los sedimentos en el tramo superior del Río Dulce.
- Identificar un gradiente de calidad de agua y sedimentos por potenciales fuentes de contaminación.
- Conocer la influencia del régimen hidrológico sobre los parámetros físicos y químicos analizados.
- Evaluar el estado de calidad de las riberas mediante la aplicación del índice QBR.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: Sistema fluvial del Río Dulce

El Río Dulce es el principal recurso hídrico superficial de la provincia de Santiago del Estero, sus aguas son utilizadas con fines de riego, para abastecer sistemas de agua potable, reviste interés socio-económico a diferentes escalas, como la actividad pesquera y la extracción de ripio a nivel de emprendimientos familiares y sostiene actividades turísticas relacionadas principalmente con la caza y la pesca deportivas. Además de su potencial de uso productivo posee una alta significación socio-cultural y reconocida importancia ecológica, tanto en términos de conservación de especies como de recursos hídricos [79–86].

El área de estudio en el presente trabajo fue el tramo superior y medio del Río Dulce (27°31'13.22"S., 64°52'51.55"O). Se ubica en la ecorregión del Chaco Semiárido de Argentina [87], con un clima cálido, marcadamente estacional, con precipitaciones concentradas en la época estival. La temperatura media anual es de 21,5 °C, con máximas de 47°C y mínimas de hasta -5°C. Los vientos predominantes son del sector Norte en verano, y del sector Sur en primavera. Tiene un balance hídrico negativo, la

evapotranspiración potencial oscila entre los 900 y los 1100 mm anuales, mientras las precipitaciones disminuyen de Norte a Sur entre 750 a 500 mm anuales [88, 89].

Características hidromorfológicas

El Río Dulce pertenece a la cuenca Salí-Dulce (Figura I.1), cuenca endorreica cuyo nacimiento se ubica en la formación de las Sierras del Aconquija y abarca hasta la laguna de Mar Chiquita en la provincia de Córdoba [80]. Actualmente el río nace en el frontal del Embalse Río Hondo, con un caudal regulado por la actividad de la presa, destinada principalmente a almacenamiento de agua para riego, atenuación de crecidas, generación de energía hidroeléctrica y fuente de agua potable.

Geomorfológicamente, atraviesa el territorio de la provincia de Santiago del Estero orientado por un sistema de fallas de diferentes rumbos¹. El primer tramo, entre el embalse y hasta la ciudad de Santiago del Estero, el escurrimiento es orientado por dos controles tectónicos, el Alto de Guasayán al norte y el Alto de Candelaria al sur [90], corre a través del Valle Tectónico del Río Dulce, ajustándose a líneas de fracturas primeramente de orientación noreste, entre terrazas de 30/40 metros de altura y con un ancho medio de 1 a 1,5 km. Luego el valle del río se ajusta a una fractura de orientación sureste, con la cual cruza la ciudad capital de Santiago del Estero, siendo el ancho medio de unos 3 km. Toda esta zona presenta sustrato areno-gravoso con alguna presencia de bases arcillosas.

¹ La información sobre geomorfología de la zona del río Dulce aquí presentada fue en su mayor parte proporcionada por el Departamento de Geología y Geotecnia de la Facultad de Ciencias Exactas y Tecnologías, UNSE, en material inédito correspondiente a la elaboración de Cartas Geológicas para el Servicio Geológico Minero Argentino.

Cuenca del Río Salí-Dulce y otras cuencas hidrográficas del Sistema Mar Chiquita

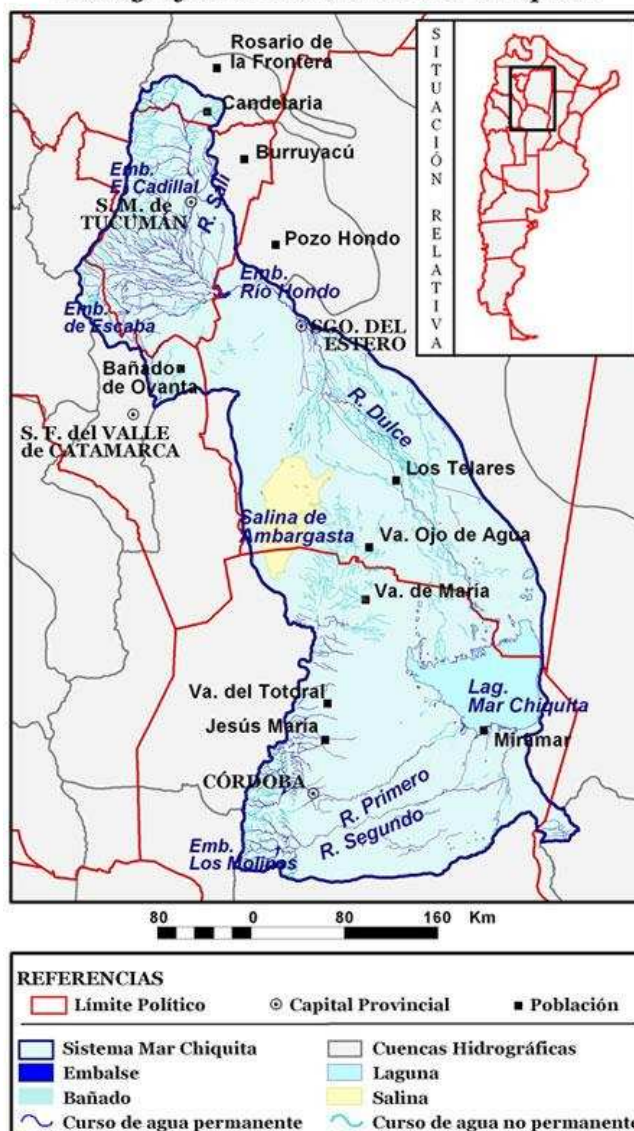


Figura 1. 1: Cuenca Salí-Dulce. Fuente: Comité de Cuenca del Río Salí-Dulce. <https://www.argentina.gob.ar/secretaria-de-infraestructura-y-politica-hidrica/comite-de-cuenca-del-rio-sali-dulce>

A la altura de la urbanización de Santiago del Estero y La Banda, el rumbo de escurrimiento lo determina la presencia de la Falla de Huyamampa, de orientación Norte-Sur con un desplazamiento de 300 metros e inclinación hacia el Este. A partir de esta pendiente, se ha generado un cono de deyección de gran importancia hidrogeológica, el Cono Aluvial del Río Dulce [91, 92].

Posteriormente, el río atraviesa la llanura aluvial del Río Dulce, cuya morfología está definida por las divagaciones del cauce, el cual adquiere un patrón meandriforme disminuyendo progresivamente las barrancas para discurrir por una amplia llanura de inundación, con numerosos paleocauces, albardones, formación de bañados, para desembocar finalmente a los Bañados del Río Dulce y Laguna Mar Chiquita en la Provincia de Córdoba.

El primer sector del río presenta tramos anastomosados donde hay un mayor espacio de retroceso y avance de las aguas hacia los laterales, con formación de islas permanentes dentro del cauce; y tramos cortos rectos, de orillas abarrancadas, con alturas de varios metros en algunos casos. El lecho en la naciente se conforma de material rocoso, con acumulación de arena en islas permanentes, así como en los márgenes. El ancho del lecho varía entre 100 y 500 metros en el tramo estudiado.

Progresivamente se encuentra predominancia de arena y gravas en el lecho, con presencia de áreas de rocas y cantos. En el tramo superior, aguas abajo de la ciudad de Termas de Río Hondo también aparecen estructuras con una sucesión característica de escalones-remanso, producto de afloramiento de arcillas que atraviesan transversalmente el lecho del río. Posteriormente al nivelador Los Quiroga ya se presenta un lecho más uniforme, arenoso, con aparición recurrente de bancos de cantos. Este sector desde Los Quiroga hasta la ciudad de Santiago del Estero tiene una sinuosidad de 1,09 [93] continuando con el trazado de curvas suaves alternadas.

Las principales presiones sobre la morfología del río lo provocan las áreas urbanizadas, tanto en su cabecera en la ciudad de Termas de Río Hondo, como luego las ciudades de Santiago del Estero y La Banda, que se desarrollan invadiendo las áreas que pertenecieran al lecho de inundación, generando un tramo de río confinado [94].

En relación a la explotación de áridos, en el tramo superior se ubican canteras de arena sobre la llanura de inundación pero que no realizan extracciones al interior del lecho del río. En el tramo medio, entre las ciudades de Santiago del Estero y La Banda es común la extracción de ripio, pero realizada de manera artesanal por trabajadores que ingresan por vadeo y lavan los cantos manualmente, retirando mediante baldes pequeñas cantidades que destinan a acopio para su posterior venta. Ninguna de estas actividades implica ingreso de maquinaria al interior del lecho del río ni remoción de grandes cantidades de material.

Régimen hidrológico y regulación de caudales

El caudal medio anual para el Río Dulce es de $130 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ [95]. El régimen hídrico es de pulsos, con una marcada estacionalidad; la ocurrencia de caudales máximos se da en función de las precipitaciones en la cuenca alta y en consecuencia de las mayores descargas desde el Embalse de Río Hondo, sin recibir en el tramo superior del curso otros aportes hídricos superficiales ni sub-superficiales [76]. Los pulsos de crecida inician en los meses de noviembre/diciembre, alcanzando su pico máximo en febrero/marzo.

La regulación del régimen hidrológico del sistema ocurre en dos tramos, diferenciados por la presencia de dos tipos de presas. El primer tramo, desde la naciente del río, es regulado por una presa de gran tamaño, el Embalse de Río Hondo, destinado principalmente a almacenamiento de agua para riego, atenuación de crecidas, generación de energía hidroeléctrica y fuente de agua potable. Esta presa comenzó su actividad en 1967. Los caudales medios mensuales (calculados a partir de los datos de caudales diarios descargados entre enero/1968 y diciembre/2016) variaron entre $79,57$ (Junio) y $256,57 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Febrero) (Figura I.2). Las descargas están sujetas a variaciones repentinas debido a la operación de la presa para producción de energía hidroeléctrica [96].

Respecto al funcionamiento plurianual del régimen hidrológico, en estudios relativos a las obras de canalización para escurrimiento de lluvias en la ciudad de Santiago del Estero [97] se informan períodos de retorno para las avenidas en el Río Dulce de 2, 5 y 10 años con caudales máximos de 580 , 880 y $1060 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, respectivamente.

Estudios recientes que aplicaron el Índice de Alteración Hidrológica de Ríos (IAH) [98] al Río Dulce, obtuvieron que dicho índice resulta bajo para los años húmedos y medios, y alcanza valores de impacto moderado para los años secos. El mencionado índice toma valores de 0 a 1 estableciendo 5 niveles de impacto, donde valores menores del índice indican mayor impacto hidrológico. Para el caso del Río Dulce los autores mencionados calcularon que para años secos alcanza un valor de 0,32, en años medios adquiere valor de 0,51 y en años húmedos de 0,66, conformando un IAH global de 0,50. Por lo cual se concluyó que la alteración hidrológica respecto de los caudales naturales anteriores a la construcción de la presa es moderada [99].

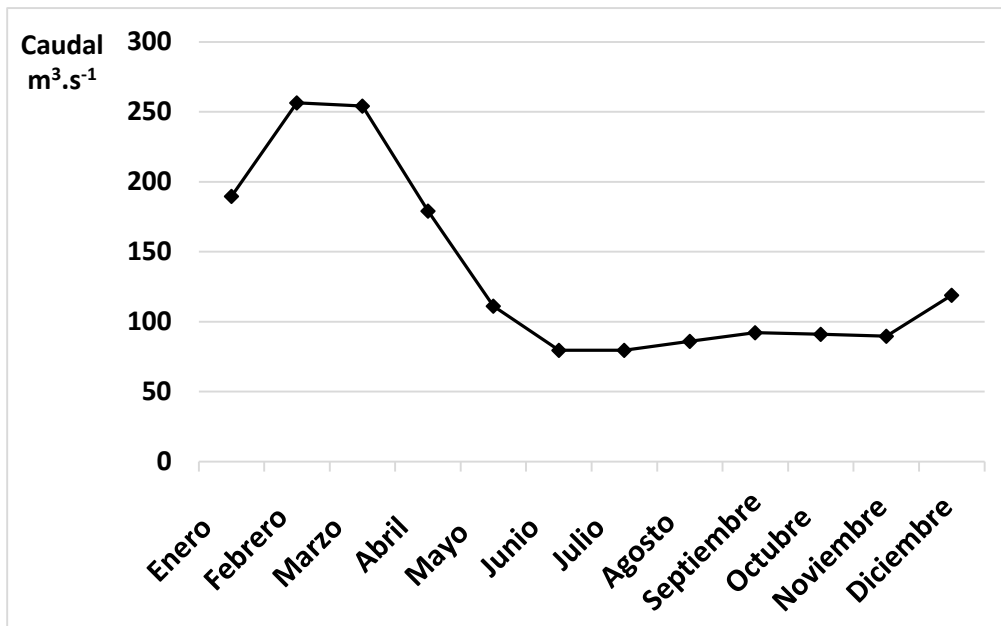


Figura I. 2: Caudales medios mensuales descargados desde el Embalse Río Hondo al Río Dulce durante el período enero/1968 a diciembre/2016. Datos obtenidos del Ministerio del Agua y el Ambiente de la Provincia de Santiago del Estero.

Posteriormente, el siguiente sistema de manejo de caudales se presenta 50 km aguas abajo, a la altura de la localidad de Los Quiroga. Allí se encuentra la presa de derivación para el sistema de riego de la provincia de Santiago del Estero. En base a datos de caudales derivados por el Canal Matriz del sistema, se calcula para el período enero/2014 a Marzo/2016 sustracciones de entre $3,29 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, que representó un 4 % del caudal (junio/2014) a $80,24 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, es decir un 86 % del caudal de descarga en Río Hondo (octubre/2015) (Figura I.3). El sistema de riego está operativo todo el año, durante el mes de junio por lo general se cierra la derivación a fin de realizar la limpieza por arrastre de las rejillas de desbaste y sistema de desarenado previo a la misma².

² La información sobre caudales manejados en el sistema de riego fueron obtenidos a partir de datos oficiales cedidos por la Unidad Ejecutora del Servicio de Riego del Río Dulce de la Provincia de Santiago del Estero a los fines de esta investigación. Las metodologías de medición de los valores de caudales no fueron detalladas, sin embargo por comunicación personal fue informado que corresponden a medidas estimadas en función de niveles de agua en los canales.

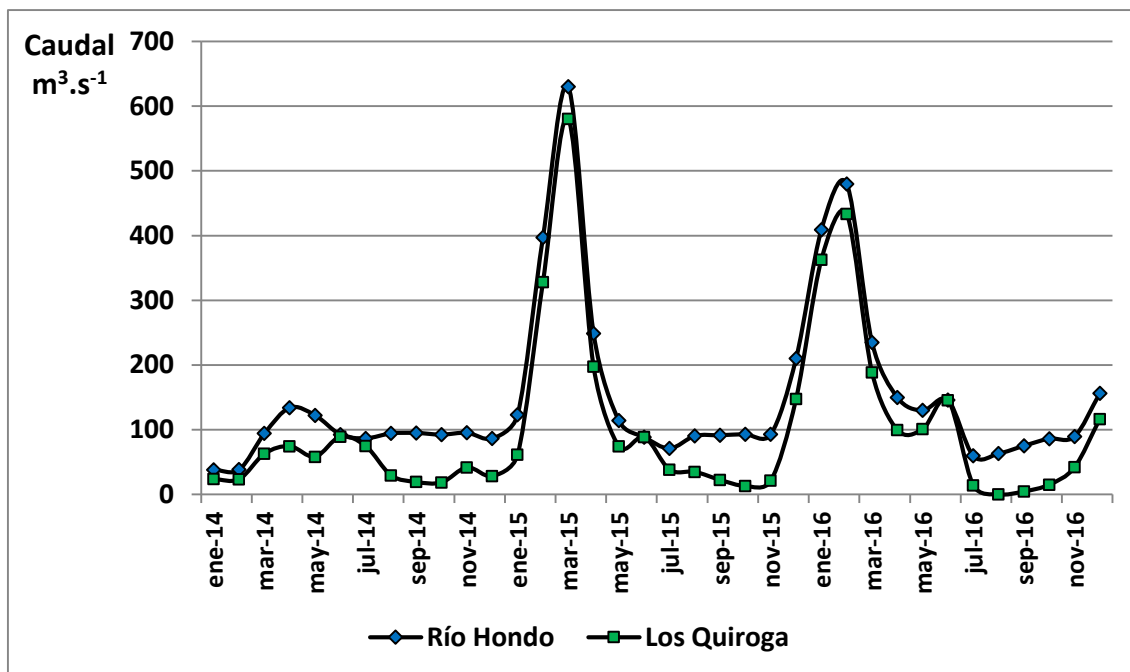


Figura I. 3: Caudales medios mensuales del Río Dulce correspondientes a las descargas aguas abajo del Embalse Río Hondo, y aguas debajo del Dique Los Quiroga, para el período enero/2014 a diciembre/2016. Datos obtenidos de la Unidad Ejecutora del Servicio de Riego del Río Dulce de la Provincia de Santiago del Estero.

Calidad de aguas

En cuanto a perturbaciones por contaminación, por una parte, se reconoce el agua del embalse como una potencial fuente de contaminantes y sedimentos con alta carga orgánica en la naciente del río, ya que es un sistema afectado por contaminación industrial y con un avanzado proceso de eutrofización. Los efluentes contaminantes provienen de diversas actividades industriales relacionadas a la industria azucarera, las destilerías de bioetanol, y la industria cítrica de la Provincia de Tucumán. A estas se suman efluentes urbanos, de la actividad minera y de industrias metalíferas. La totalidad de la cuenca superior desagota en dicho embalse, resultando en una de las cuencas más contaminadas del territorio argentino [81].

Por otra parte, sobre este curso fluvial se encuentran las urbanizaciones más importantes de la provincia de Santiago del Estero, ubicándose en su naciente la ciudad de Termas de Río Hondo, y 60 km hacia el sur las ciudades de Santiago del Estero y La Banda, sobre las riberas derecha e izquierda respectivamente.

La ciudad de Termas de Río Hondo es una localidad con una importante actividad turística y hotelera basada en la presencia de aguas termales. Se estima que posee unos 45.000 habitantes, y recibe gran cantidad de turistas a lo largo de todo el año, para los cuales dispone de más de 200 establecimientos hoteleros además de predios de acampe. Ocupa una extensión aproximada de 5 km. sobre la ribera, con mayor desarrollo urbano sobre la ribera izquierda. Posee un sistema de tratamiento de efluentes cloacales que descarga las aguas tratadas al río aguas abajo de la ciudad.

La ciudad de Santiago del Estero, capital provincial, al momento del censo nacional 2010 contaba con un total de 252.192 habitantes. Junto con la ciudad de La Banda conforman un conglomerado urbano sobre ambas márgenes del río, con un total de 361.000 habitantes según el censo 2010. La ciudad de Santiago del Estero es mucho mayor en su desarrollo urbano, ocupando una longitud de 13 km. sobre la ribera derecha del río. La ciudad de La Banda es más pequeña y posee menos infraestructura urbana desarrollada sobre las márgenes del río, ocupando una extensión menor, de unos 3,5 km de la ribera izquierda. Al momento de este estudio, ambas ciudades volcaban sus efluentes cloacales sin tratamiento a las aguas del Río Dulce, aunque el único vuelco puntual e identificable fue el de la ciudad de Santiago del Estero. Si bien se estaban realizando las obras para poner en funcionamiento una planta de tratamiento de los efluentes cloacales, la misma se inauguró en el año 2018, por lo cual sus efectos sobre la calidad de aguas del río no formaron parte del período de muestreos del presente estudio.

Entre estas ciudades se encuentran también numerosos poblados o comunas rurales, aunque con escasa población y una infraestructura poco desarrollada. Las localidades más importantes son Los Núñez, con 573 habitantes, y unos 60 km aguas abajo por el río, sobre la ribera izquierda se encuentra la localidad de Los Quiroga, de 1.060 habitantes según el censo 2010.

En general son escasos los estudios que se conocen sobre la calidad de aguas del Río Dulce, más allá de la existencia en los últimos años de informes técnicos realizados para obras de infraestructura que representaron evaluaciones puntuales y monitoreos encargados a grupos técnicos por parte del Comité de Cuenca Salí-Dulce, en el contexto de la judicialización de la problemática de contaminación de la cuenca [77, 100]. Estos informes no constituyen una evaluación ecológica del funcionamiento del sistema fluvial, aunque proveen datos descriptivos de los parámetros físico-químicos analizados.

Tal como se ha descrito, el sistema está siendo objeto de usos y presiones antrópicas, que se incrementan por la necesidad de agua, la expansión de los asentamientos humanos, los planes urbanísticos, y los emprendimientos económicos. Estos usos e intervenciones deben sustentarse en el conocimiento acerca del comportamiento del sistema hídrico y de sus condiciones naturales, para garantizar no sólo la adecuada utilización sino también la conservación del ecosistema y de todos los servicios asociados.

Muestras

Este estudio se realizó sobre el eje longitudinal del Río Dulce, a partir del Embalse Río Hondo, en territorio de Santiago del Estero, hasta la localidad de Maco, aguas abajo de las ciudades de Santiago del Estero y La Banda. El tramo sobre el que se trabajó tiene una longitud aproximada de 120 km siguiendo el curso del río.

Se establecieron 8 sitios de muestreo sobre el tramo propuesto como área de estudio (Figura I.4). La información geográfica se georreferenció y se cartografió sobre las fotografías satelitales disponibles en Google Earth mediante el uso del software QGIS [101]. Los sitios se seleccionaron por su localización respecto a los diques, las áreas rurales y las urbanizaciones presentes en el sistema fluvial. El S1 y el S5 se localizan aguas abajo del embalse Río Hondo y del dique Los Quiroga respectivamente. El S2 y el S8 se localizaron aguas abajo de las ciudades principales, Termas de Río Hondo y Santiago del Estero, respectivamente. Los sitios S3 y S4 se localizaron aguas arriba y aguas abajo de la localidad rural de Los Núñez. S6 y S7 se localizaron en el tramo urbano comprendido entre las ciudades de Santiago del Estero y La Banda.

Se realizaron 4 campañas de muestreo en función del régimen hidrológico (Figura I.5), en los meses de abril y octubre respectivamente, con objeto de cubrir el efecto de los caudales máximos anuales (que se dan en los meses de febrero y marzo) con el muestreo de abril (abril 2015, 2016); y el efecto de la estabilidad de los caudales medios en el mes de octubre (octubre 2014, 2015). Durante estas campañas de muestreo se realizaron simultáneamente tanto los relevamientos de variables físico-químicas básicas del agua como los muestreos biológicos. En octubre de 2016 se agregó un muestreo para tomar datos adicionales de calidad de agua y evaluar presencia de metales.

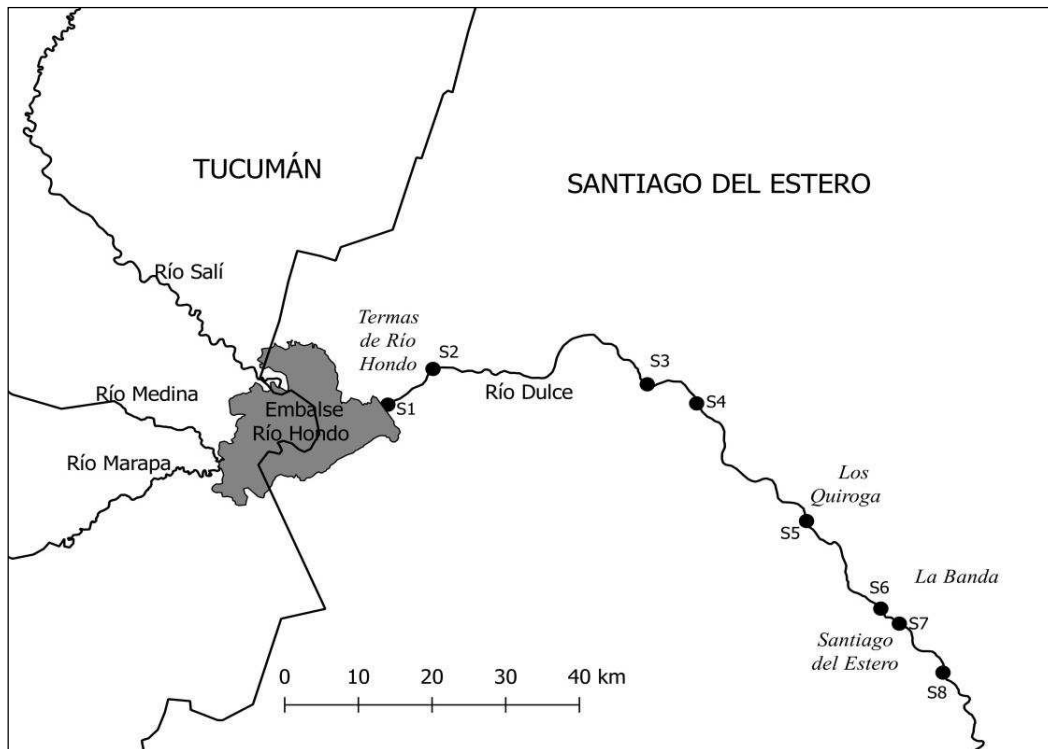


Figura I. 4: Localización de los sitios de muestreo.

Se registró el caudal medio mensual tanto de las erogaciones en el Embalse de Río Hondo como en el dique Los Quiroga a partir de las bases de datos del Ministerio del Agua y el Ambiente de la Provincia de Santiago del Estero como de la Unidad Ejecutora del Sistema de Riego del Río Dulce, para todo el período de estudio, 2014/2016.

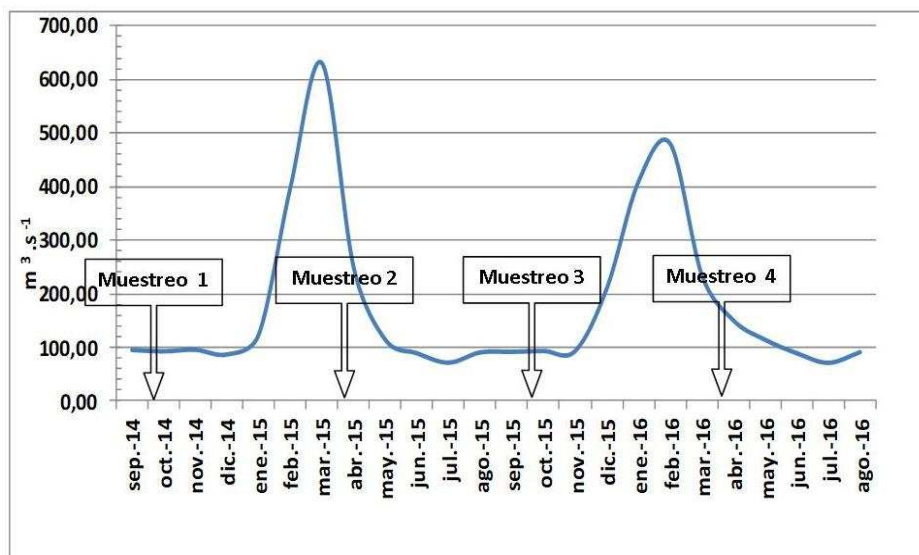


Figura I. 5: Caudales medios mensuales en $m^3.s^{-1}$ para el Río Dulce, correspondientes al período septiembre-2014/agosto-2016 (Fuente de datos: Ministerio del Agua y el Ambiente, Santiago del Estero). Se señalan las fechas de los muestreos realizados.

Variables analizadas para la caracterización del sistema fluvial

Se analizaron parámetros de calidad de aguas en cada uno de los sitios establecidos (Figura I. 4). En cada una de las campañas de muestreo realizadas se midieron *in situ* los parámetros básicos pH, conductividad eléctrica (CE), temperatura (T°C) con medidores digitales y transparencia del agua con disco de Secchi. Se midió oxígeno disuelto (OD) por método Winkler, tomando 2 muestras de agua subsuperficial por sitio directamente del cuerpo de agua. Se tomaron muestras de agua para análisis de DBO₅ 20°C, concentración de sólidos totales en suspensión (STS) por gravimetría.

En un muestreo adicional realizado en momento de aguas bajas en octubre de 2016 se midieron además de las variables ya mencionadas otras variables de calidad de aguas complementarias, estas fueron nitratos, fósforo reactivo soluble, clorofila *a*, sulfatos, bicarbonatos, cloruros, e iones de calcio y magnesio.

La concentración de nitratos se midió por el método espectrofotométrico del ultravioleta a 220 nm según protocolo normalizado disponible en APHA, Apartado 4500-N B; la concentración de fósforo reactivo soluble se midió por método del ácido ascórbico con medición espectrofotométrica a 880 nm según protocolo normalizado disponible en APHA, Apartado 4500-P E; clorofila *a* por espectrofotometría, previa extracción en acetona, sulfatos por método turbidimétrico según protocolo normalizado disponible en APHA, Apartado 4500-SO₄⁻² E, bicarbonatos según protocolo normalizado para alcalinidad disponible en APHA, Apartado 2320 B, cloruros por método argentométrico según protocolo normalizado disponible en APHA, Apartado 4500-Cl⁻ B, e iones de calcio y magnesio que se estimaron por cálculo estequiométrico.

En todos los casos las muestras fueron tomadas en botellas plásticas y conservadas en recipientes refrigerados para su traslado al laboratorio. Para todos los análisis se siguieron protocolos normalizados por APHA [102].

Se midió la profundidad en el sitio de muestreo con sondaleza y la velocidad de corriente con flotadores. Se extrajeron muestras de sedimento para determinar granulometría según escala de Wentworth modificada (Tabla I.1) y su contenido de materia orgánica por incineración a 550°C durante 3 horas. La granulometría de los sedimentos se caracterizó siguiendo los métodos adaptados por Lorenz (2005) [103].

Tabla I.1: Fracciones granulométricas consideradas para la caracterización de los sedimentos y método de análisis.

Fracción	Tamiz mm	Método
Cantos	20	Tamizado seco
Grava	2	
Arena gruesa	0,63	Tamizado húmedo
Arena media	0,25	
Arena fina	0,063	
Limos y arcillas	< 0,063	Pipeta

Con objeto de evaluar la presencia de metales pesados en agua y sedimentos del río, se tomaron muestras para analizar los niveles de cadmio, plomo y cromo. Estos metales fueron seleccionados debido a su detección en el agua del Embalse Río Hondo en monitoreos oficiales realizados por la contaminación de la cuenca [77]. Las muestras se enviaron para su análisis al INTEC (CONICET-UNL). La determinación de metales también se realizó por única vez, tomando las muestras en la campaña de muestreo de calidad de agua realizada en octubre/2016, durante el momento hidrológico de aguas bajas.

Los valores obtenidos en las muestras de agua se compararon con los niveles guía de calidad de agua asociados a zonas de uso para la Cuenca Matanza-Riachuelo y Franja Costera del Río de La Plata [104], los cuales fueron establecidos sobre la base de varios niveles de referencia disponibles en normativas argentinas, de otros países y las guías internacionales de la Organización Mundial para la Salud (OMS). Se tomaron únicamente los niveles guía para los tipos de uso que figuran en la Tabla I.2, uso de Tipo II: actividades recreativas con contacto directo considerando la pesca por vadeo y el ingreso de bañistas como las actividades más comunes de observar en el Río Dulce; y el uso de Tipo V: preservación de la vida acuática con exposición prolongada, por la posible afectación a las comunidades piscícolas y demás fauna acuática en el sistema fluvial. Las aguas del Río Dulce no se utilizan para consumo humano en el área de estudio por lo que el uso de Tipo I: consumo humano con tratamiento convencional, no se consideró de interés. Respecto de otros usos, se consideró los dos seleccionados

suficientemente abarcativos a fines de referencia, para evaluar las concentraciones de metales tóxicos.

Tabla I.2: Niveles de referencia para la evaluación del contenido de metales en agua de acuerdo a los niveles guía de calidad de agua asociados a zonas de uso para la Cuenca Matanza-Riachuelo y Franja Costera del Río de La Plata.

Uso		Cd	Pb ($\mu\text{g/L}$)	Cr
Tipo II	Actividades recreativas con contacto directo	< 5	< 50	< 50
Tipo V	Preservación de la vida acuática con exposición prolongada	< 0,25	< 2	< 2

Para evaluar el potencial toxicológico de los metales en los sedimentos se compararon con las Guías de Calidad Ambiental Canadienses CEQG (*Canadian Environmental Quality Guidelines*) para sedimentos de cuerpos de aguas continentales. Estas guías establecen 2 valores, el ISQG (*Interim Sediment Quality Guideline*) que representa un nivel por debajo del cual no se espera efectos biológicos adversos y el PEL (*Probable Effect Level*) que plantea niveles con efectos biológicos probables (Tabla I.3). Estos valores de referencia suelen ser usados en la evaluación de metales en sedimentos de cuerpos de agua contaminados de Argentina [105–107], así como en otros países [108], ante la falta de una normativa nacional al respecto [109].

Tabla I.3: Niveles de referencia utilizados para la evaluación de metales en sedimentos de acuerdo a las Guías de Calidad Ambiental Canadienses CEQG (*Canadian Environmental Quality Guidelines*).

NORMA		Cd	Pb	Cr
		($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)		
CEQG	ISQG	0.6	35	37.3
	PEL	3.5	91.3	90

Evaluación de calidad del bosque de ribera

Para evaluar las condiciones y calidad ambiental de la vegetación de riberas se aplicó el índice QBR propuesto por Munné y colaboradores [75, 110].

El índice QBR consiste en una metodología de evaluación rápida del bosque de ribera. Evalúa en forma independiente cuatro componentes: cubierta vegetal, estructura de la vegetación, naturalidad y complejidad del bosque ribereño y grado de alteración del canal fluvial. Los valores del índice varían entre 0 y 100, y el resultado se distribuye en cinco rangos de calidad: >95: estado natural, bosque de ribera sin alteraciones; 90-75: calidad buena, bosque ligeramente perturbado; 70-55: calidad aceptable, pero con inicio de alteración importante; 30- 50: calidad mala con alteración fuerte; < 25: calidad pésima con degradación extrema del bosque de ribera. Para la aplicación del QBR se ha seguido el protocolo consultado en Jáimez-Cuéllar y colaboradores (2002) [111].

Este índice se aplicó sobre ambas riberas y se informó el valor promedio, observando una transecta a lo largo de 50 m sobre la margen del río, frente al sitio de muestreo y en paralelo al agua. Posteriormente se observó en las imágenes de Google Earth para corroborar aspectos como la conectividad lateral del bosque de ribera con las formaciones vegetales adyacentes y las modificaciones a la morfología del canal fluvial y las riberas.

Se registraron como observación las especies más comunes presentes en los sitios, pero no se realizó un relevamiento de las especies vegetales. Se siguió la indicación del índice que solicita observar si hay presencia de hasta 3 especies autóctonas diferentes para otorgar la máxima puntuación. Se consideraron autóctonas todas las especies de leñosas nativas de la región del Chaco Semiárido, ya que no se registraron antecedentes de estudios relativos a las comunidades ribereñas del Río Dulce.

Análisis estadístico

Se realizó una caracterización descriptiva en base a los datos obtenidos, considerando la evolución de los parámetros de calidad de aguas y del sedimento sobre el gradiente longitudinal en el tramo de estudio.

Con el fin de detectar influencia de la variabilidad temporal del ciclo hidrológico se realizó una prueba de Kruskal-Wallis comprobando si existieron diferencias

significativas entre los registros de los parámetros para los momentos de estiaje y post-crecida.

Se realizaron Análisis de Componentes Principales con las variables separadas en dos grupos, por un lado los parámetros físico-químicos de calidad de aguas y por otro las variables relacionadas a los aspectos hidromorfológicos y características del sustrato. Estos análisis de ordenación se realizaron con el fin de detectar patrones de distribución de los sitios en relación a las variables ambientales consideradas.

Los análisis se realizaron con software InfoStat [112] y Past versión 3 [113]. Para los análisis de ordenación se tomaron las medias por sitio de las variables analizadas. Para el análisis de diferencia de medias entre momentos hidrológicos se consideraron solamente las variables de las cuales se tenían registros completos a lo largo de las campañas de muestreo realizadas, es decir no se utilizaron aquellas variables de las que sólo se contaba con registros en una sola de las campañas.

RESULTADOS

Calidad de aguas en el Río Dulce

La temperatura promedio de las aguas del Río Dulce durante el período de estudio fue de 22,07°C. Se registró un pH promedio de 8,24, con un mínimo 7,96 en el S1 y un máximo 8,49 en S8; la conductividad eléctrica fue en promedio 681,42 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, con mínimo 629 en S2 y máximo 869,67 en S8. El OD promedio fue de 7,41 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, con máximo 8,86 en S2 y mínimo 5,39 en S8. La DBO_5 presentó valores muy bajos entre S1 y S7, con valor máximo de 3,98 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, mientras en S8 se incrementó a 20,11 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en promedio. La concentración de sólidos suspendidos totales (STS) es el parámetro que mostró mayor variabilidad entre sitios, con un mínimo 13,82 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en S1 y un máximo 36,48 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en el S8 (Figura I.6).

El fósforo reactivo soluble (PRS) registró un promedio de 0,49 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ con máximo 1,39 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en S8. La clorofila *a* mostró un comportamiento muy similar al PRS con un valor alrededor de 42 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en los sitios S1 a S7 y un máximo de 141,96 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en el S8. Los nitratos registraron un promedio de 4,06 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Los iones sulfato fueron muy estables a lo largo del gradiente longitudinal, con un promedio de 20,91 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,

mientras los cloruros mostraron mayor variabilidad entre sitios, con un mínimo de 53 mg.L⁻¹ en el S3 y un máximo de 81,8 mg.L⁻¹ en el S8. Los iones de calcio y magnesio mostraron una mayor variabilidad entre sitios, con un promedio del Ca⁺² de 60,15 mg.L⁻¹ y del Mg⁺² de 28,84 mg.L⁻¹. La alcalinidad estuvo dada por los iones bicarbonato, con un valor promedio de 4,65 meq.L⁻¹ (Figura I.7).

En cuanto a la velocidad de la corriente y la profundidad de los sitios de muestreo, los mayores valores se registraron en el S3, con una velocidad de la corriente promedio de 1,23 m.s⁻¹ y una profundidad de 1,03 m; mientras los valores más bajos fueron la velocidad de 0,28 m.s⁻¹ en el S1 y la profundidad de 0,54 m en el S5.

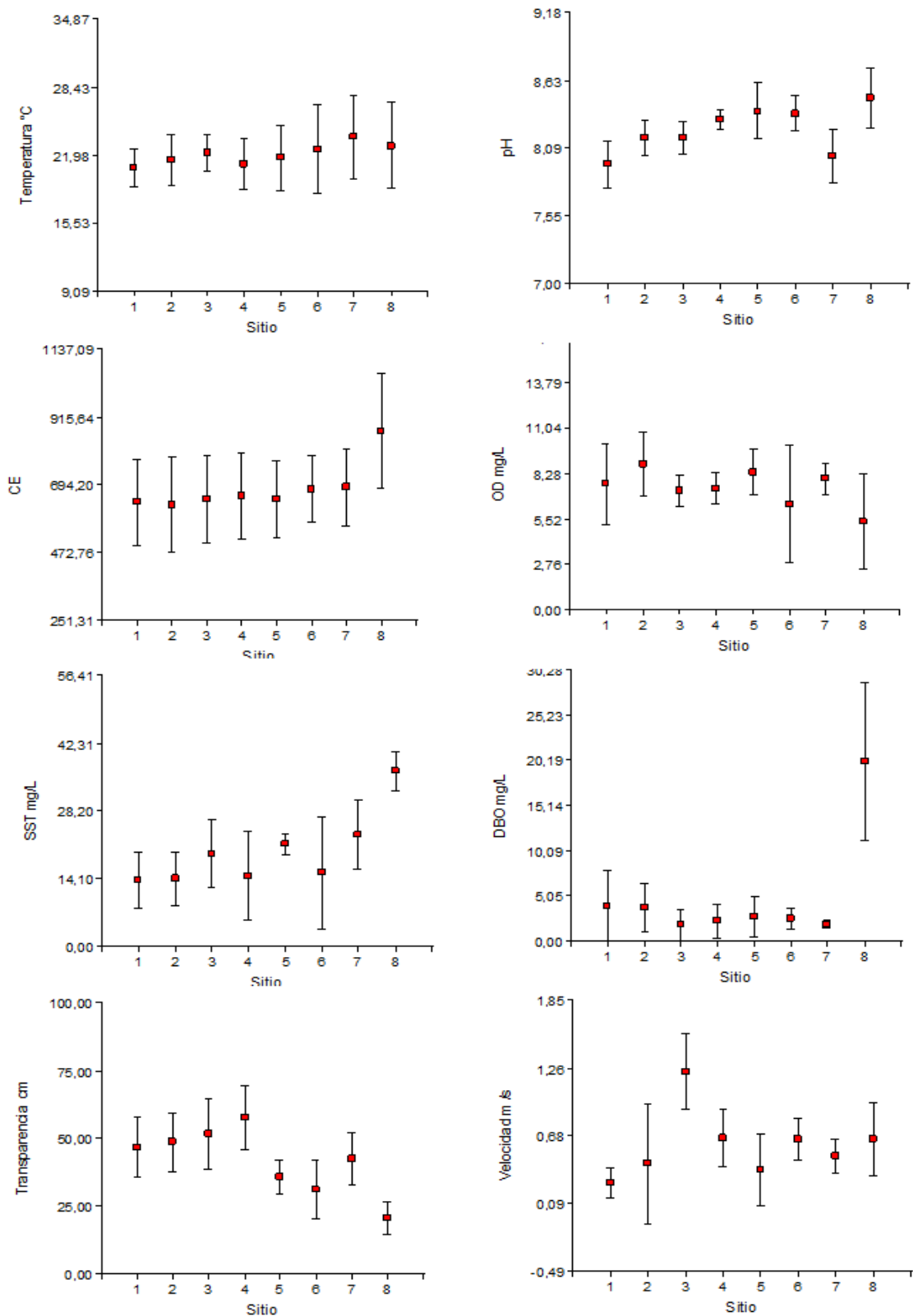


Figura 1.6: Variación de los parámetros de calidad de agua en el gradiente longitudinal. Los puntos centrales representan las medias y las barras de error son desviación estándar respecto a la media. Los valores representan la media de los datos obtenidos durante todos los muestreos realizados.

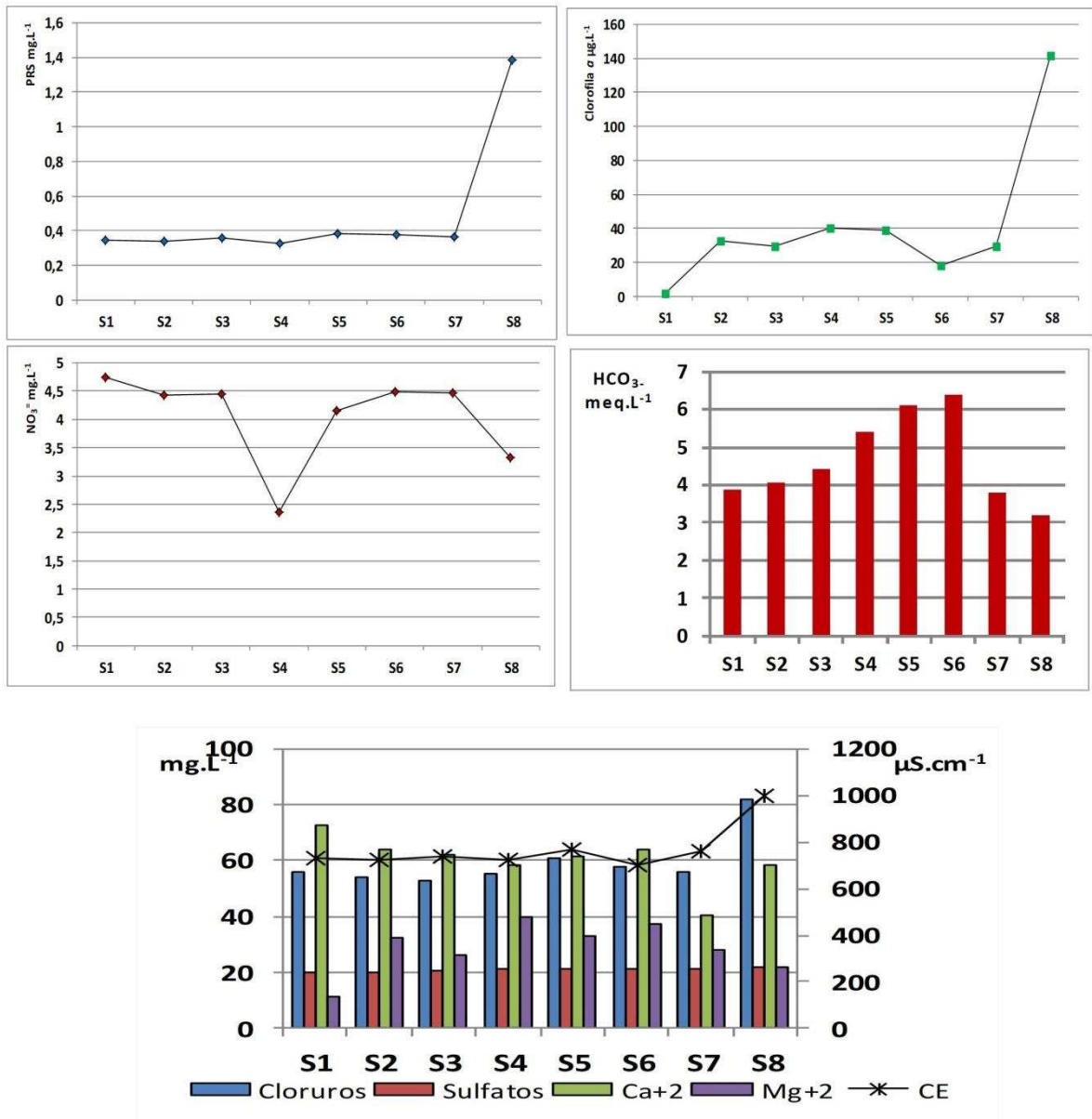


Figura I.7: Valores de concentración de fósforo reactivo disuelto, clorofila a, nitratos, bicarbonatos e iones sulfato, cloruro, calcio y magnesio, de conductividad eléctrica, a lo largo del gradiente longitudinal. Los datos en este gráfico corresponden a un solo muestreo de aguas bajas (octubre/2016), por tanto, no representan un valor medio de todo el período de trabajo.

Caracterización de sedimentos del lecho

Los sedimentos del lecho del Río Dulce muestran prevalencia de arenas medias en todos los sitios, acompañadas de arenas gruesas y en algunos sitios se encuentra una presencia importante de cantos (Figura I.8). Los materiales finos fueron muy escasos en todos los

sitios, con proporciones menores al 0,5 %. La concentración de materia orgánica presentó valores bajos (< 1 %) en la mayoría de los sitios, con los mayores valores en el S2 (1,6 %).

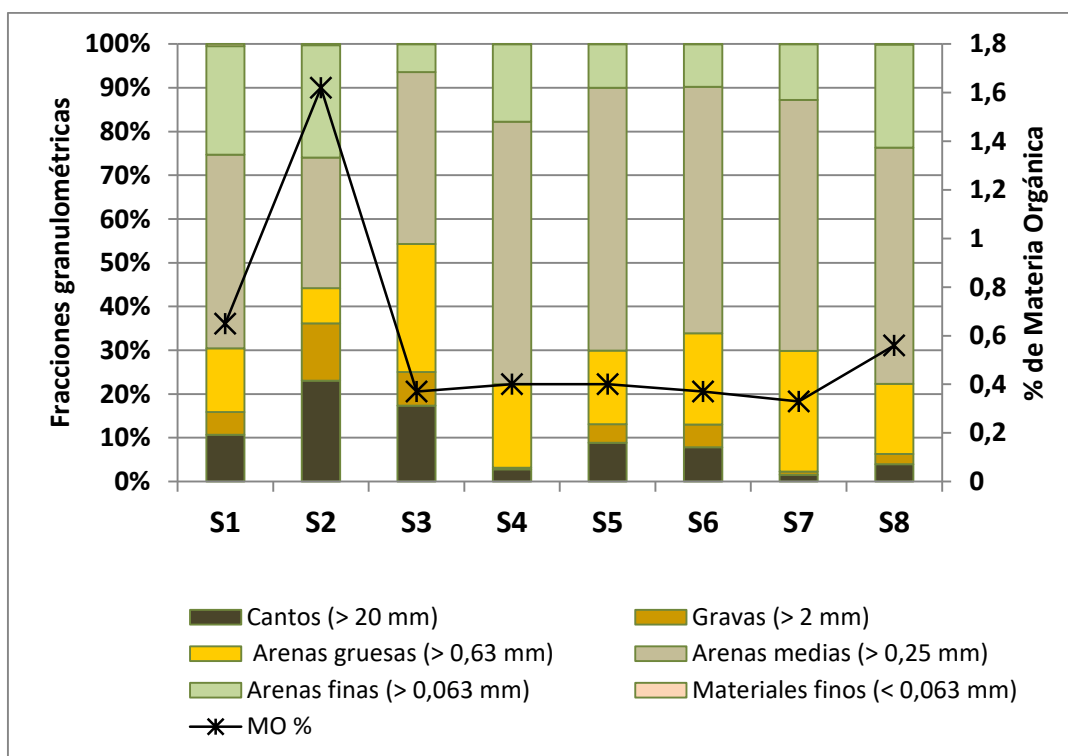


Figura I.8: Granulometría y porcentaje de materia orgánica de los sedimentos en cada sitio de muestreo, promedio de todos los muestreos analizados.

Metales pesados en sedimentos y agua

Los valores registrados para los metales medidos en agua no alcanzaron los niveles guía considerados. Los valores medidos en agua para el cromo fueron < 5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en todos los sitios, para el plomo también < 5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en todos los sitios y para el cadmio < 2 $\mu\text{g.L}^{-1}$. En el caso de los sedimentos, tampoco alcanzaron los niveles guía con los cuales fueron contrastados. Sin embargo, se registran contenidos de metales variables entre los sitios (Figura I.9 y I.10), y los que muestran mayores valores son el S4, S6 y S7.

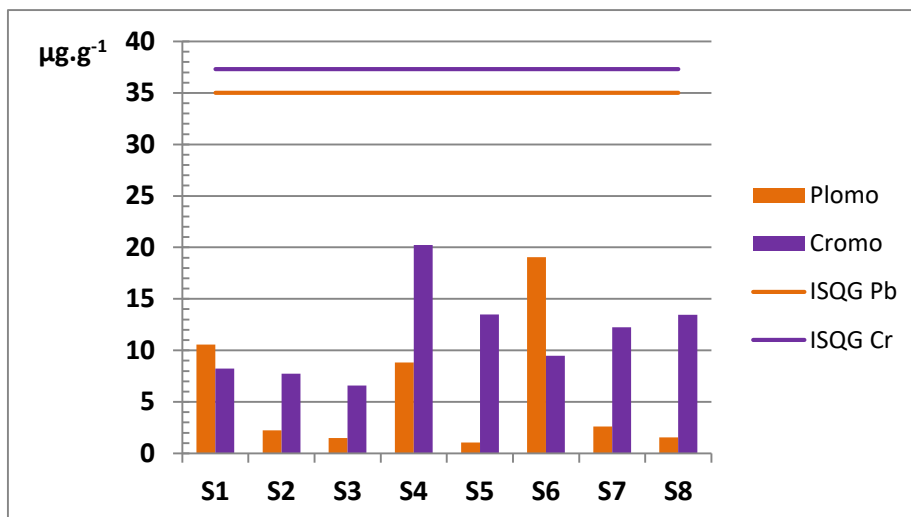


Figura I.9: Niveles de cromo y plomo en sedimento de los sitios de muestreo (barras). Las líneas indican el nivel de referencia ISQG de la Guías de Calidad Ambiental Canadiense.

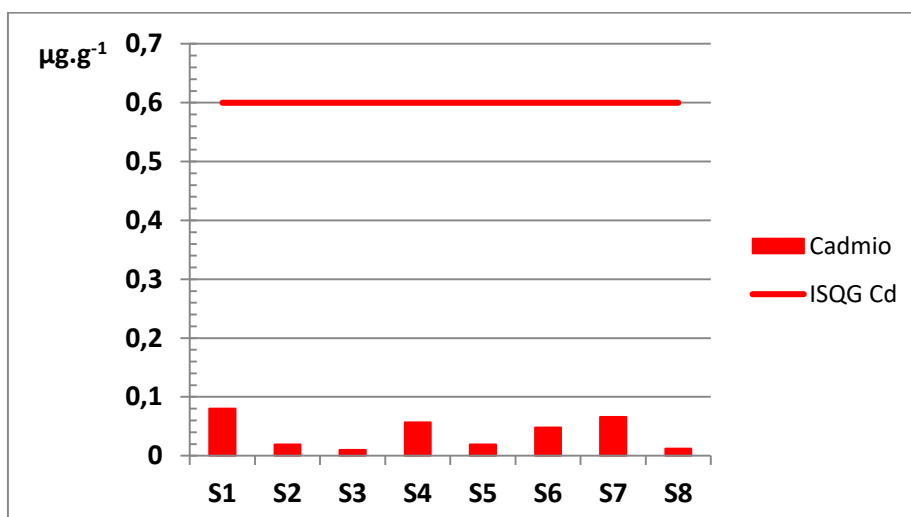


Figura I.10: Niveles de cadmio en sedimento los sitios de muestreo (barras). Las líneas indican el nivel de referencia ISQG de la Guías de Calidad Ambiental Canadiense.

Efecto del pulso de crecida sobre la calidad de agua y sedimentos

Las únicas variables que mostraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los dos momentos hidrológicos fueron la conductividad, con una media mayor durante el estiaje, los STS que presentaron valores más elevados durante los muestreos de post-crecidas, y la transparencia al disco de Secchi que por contraposición mostró mayor

valor durante el estiaje. En cuanto a las características del sustrato mostraron diferencias significativas la proporción de arena gruesa que resultó mayor durante la época de estiaje, y el contenido de MO (Tabla I.4).

Tabla I.4: Valores medios de los parámetros de calidad de agua según el momento hidrológico en que fueron medidos. Se presenta la desviación estándar (D.E.) y el valor de p resultante de la prueba de Kruskal-Wallis. En negrita los valores de p que resultaron significativos.

Variable	Momento Hidrológico	Media	D.E.	P ($\alpha=0,05$)
Temperatura °C	Estiaje	22,38	3,19	0,5743
	Post-crecida	21,47	2,5	
pH	Estiaje	8,24	0,42	0,8017
	Post-crecida	8,22	0,48	
Conductividad Eléctrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Estiaje	737,5	107,6	<0,0001
	Post-crecida	563,4	162,51	
Oxígeno Disuelto (mg.L ⁻¹)	Estiaje	7,26	2,58	0,2398
	Post-crecida	7,72	1,16	
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg-L ⁻¹)	Estiaje	5,28	6,43	0,429
	Post-crecida	4,43	7,72	
Sólidos Suspendedos Totales (mg.L ⁻¹)	Estiaje	17,81	10,1	0,0131
	Post-crecida	25,64	4,42	
Transparencia (cm)	Estiaje	53,08	22,42	<0,0001
	Post-crecida	22,8	6,18	
Profundidad (cm)	Estiaje	78,42	32,92	0,3618
	Post-crecida	68	33,48	
Velocidad de corriente (m.s ⁻¹)	Estiaje	0,59	0,34	0,6493
	Post-crecida	0,6	0,43	
Cantos (%)	Estiaje	8,16	10,81	0,8109
	Post-crecida	9,25	13,84	
Gravas (%)	Estiaje	5,16	8,05	0,6041
	Post-crecida	4,36	9,86	

Arena gruesa (%)	Estiaje	23,3	11,42	0,0297
	Post-crecida	14,88	10,57	
Arena media (%)	Estiaje	46,27	15,12	0,5532
	Post-crecida	50,59	14,38	
Arena fina (%)	Estiaje	13,03	11,37	0,2059
	Post-crecida	17,98	11,81	
Limos y Arcillas (%)	Estiaje	0,22	0,44	0,629
	Post-crecida	0,07	0,08	
Materia Orgánica (%)	Estiaje	0,67	0,6	0,0229
	Post-crecida	0,49	0,48	

Ordenación de los sitios según las variables ambientales

El Análisis de Componentes Principales de las variables de calidad de aguas explica entre los dos primeros ejes el 72,89 % de la varianza, ordenando sobre el eje 1 a los sitios según el gradiente de calidad de aguas, y muestra una clara separación del S8 asociado a los valores más elevados de CE, STS, DBO₅, Clorofila *a*, cloruros, y fósforo reactivo disuelto. Los S1, S2, S3 se asocian a los mayores valores de OD, transparencia, iones de Calcio y nitratos. S4, S5 y S6 muestran valores mayores bicarbonatos e iones de Magnesio (Figura I.11).

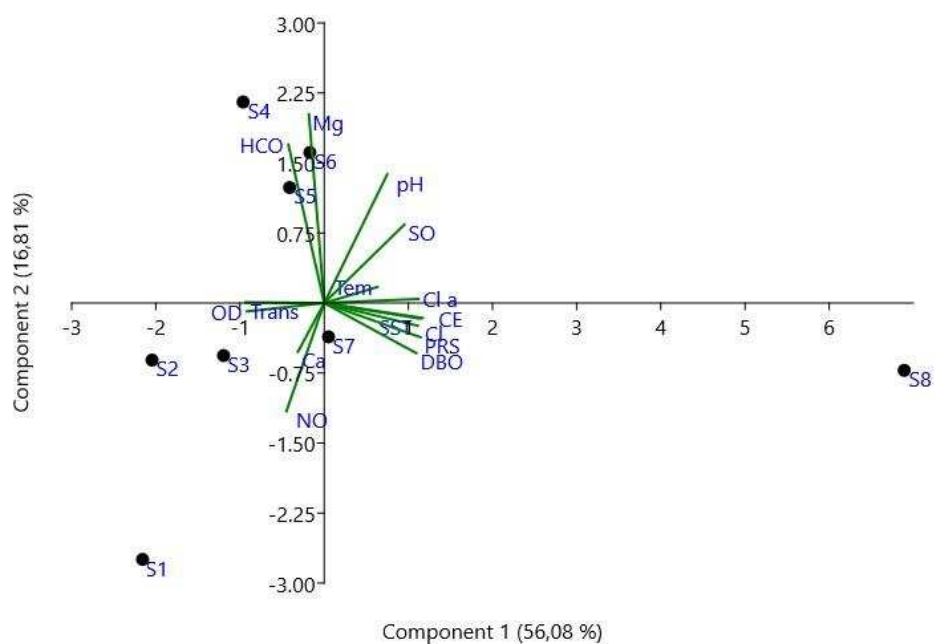


Figura I.11: Análisis de Componentes Principales para los sitios S1 a S8 con la variables físico-químicas de calidad de aguas (OD: oxígeno disuelto, Trans: transparencia al disco de Secchi, Cl a: clorofila a, Cl: cloruros, PRS: fósforo reactivo disuelto, CE: conductividad eléctrica, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno, SO: sulfatos, STS: sólidos totales en suspensión, Tem: temperatura, NO: nitratos, HCO: bicarbonatos, Ca: calcio, Mg: magnesio).

El Análisis de Componentes Principales realizado con el grupo de variables que caracterizan al sustrato, incluyendo la granulometría, el contenido de MO y de metales, explica entre los dos primeros ejes el 70,5 % de la variancia (Figura I.12). El S1 se caracteriza por la preponderancia de materiales finos, arenas, limos y arcillas; el S2 por el contenido de MO y la proporción de cantos y gravas; el S3 es el que muestra mayor velocidad de la corriente y profundidad, con una granulometría en la que predominan gravas y arenas gruesas. Hacia el sector negativo del gráfico se ubican los sitios S4, S5, S6, S7 y S8, con preponderancia de arenas medias y el contenido de metales más elevado.

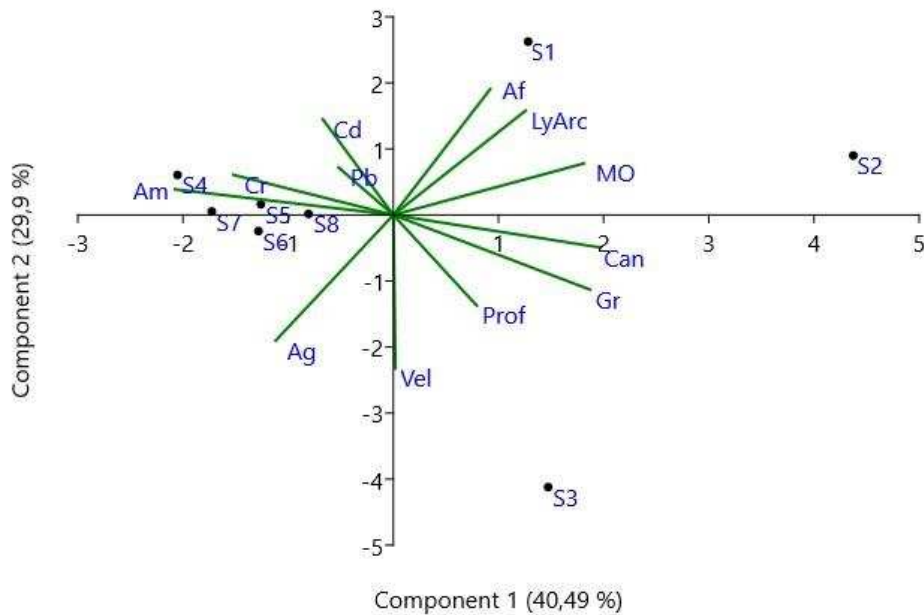
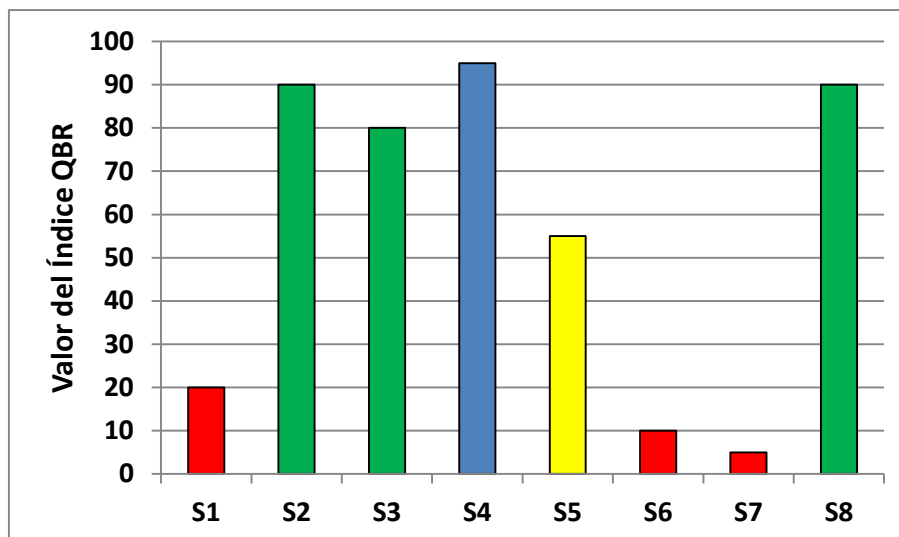


Figura 1.12: Análisis de Componentes Principales para los sitios S1 a S8 con la granulometría de sedimentos (L y Arc: limos y arcillas, Af: arena fina, Am: arena gruesa, Ag: arena gruesa, Gr: grava, Can: cantos), contenido de materia orgánica (MO), metales (Cr: Cromo, Cd: Cadmio, Pb: Plomo), profundidad (Prof) y velocidad de la corriente (Vel).

Calidad del Bosque de Ribera

El Índice de Calidad del Bosque de Ribera, QBR, presentó los valores más bajos en las áreas urbanizadas (S1, S6 y S7); mientras que los sitios localizados en zonas rurales y periurbanas mostraron un bosque de ribera de mejor calidad (S2, S3, S4, S5 y S8).

Las especies más comunes observadas fueron *Acacia aroma* (en todos los sitios pero muy abundante en S2 y S3), *Prosopis alba* y *Prosopis nigra* (todos los sitios), *Salix humboldtiana* (S6, S7, S8), *Erythrina cristagally* (S4, S6, S7, S8), *Sapium haematospermum* (S4), *Celtis tala* (S4) y *Tessaria integrifolia* (S8). Como especies alóctonas en el S1 hay abundante paraíso, *Melia azedarach*. En las costaneras (S1, S6, S7) hay palmeras ornamentales.



Nivel de calidad		Valor QBR	Color
Muy bueno	Bosque natural sin alteraciones	≥ 95	Azul
Bueno	Ligeramente perturbado	75-90	Verde
Moderado	Inicio de alteración importante	55-70	Amarillo
Deficiente	Alteración fuerte	35-50	Naranja
Malo	Degradación extrema	< 25	Rojo

Figura I.13: Niveles de calidad del bosque de ribera obtenidos en los sitios relevados S1 a S8 y tabla con valores de referencia del índice.

DISCUSIÓN

Las características físico-químicas de las aguas del Río Dulce mostraron buena calidad en el primer tramo, con un leve gradiente de perturbación a medida que se acerca a la zona con mayor presión urbana y un impacto más notorio a la altura del S8, el cual se encuentra aguas abajo del punto de vuelco de los efluentes cloacales provenientes de la ciudad de Santiago del Estero.

Los valores de pH mostraron una tendencia básica, lo cual estaría relacionado a la litología de la cuenca, la cual atraviesa formaciones rocas sedimentarias ricas en yeso [114]. La alcalinidad de las aguas es elevada y se relaciona con la presencia de bicarbonatos. La conductividad estaría influenciada principalmente por los cloruros, con influencia del efluente cloacal también en el S8, donde la concentración de este ion y la

CE se incrementan. Es reconocido el efecto de la naturaleza del sustrato geológico sobre las características físico-químicas de las aguas en los sistemas fluviales [73]. El pH, la alcalinidad y la mineralización estarían directamente relacionadas a la solubilidad y composición de las rocas presentes en la cuenca. La conductividad puede mostrar un patrón de variación consistente con la concentración de diferentes iones según los materiales predominantes. En estudios de hidroquímica en la región mediterránea de España, ríos con materiales solubles en su cuenca, y marcada estacionalidad en su régimen hidrológico, muestran un comportamiento de elevada mineralización e incremento de la misma a lo largo del gradiente longitudinal. Tal es el caso del río Júcar, con alto porcentaje de rocas carbonatadas y materiales sedimentarios, para el cual se ha reportado incremento de la conductividad a lo largo del gradiente longitudinal, relacionado directamente a los iones cloruro y sulfato, aunque con influencia sobre estos parámetros de la presencia de urbanizaciones. En el Río Dulce los sulfatos se mantienen estables a lo largo del cauce, pero los cloruros se incrementan en presencia de vuelcos provenientes de los efluentes cloacales.

Los sitios del tramo superior muestran la mejor calidad de aguas, por lo que no se infiere un impacto importante de la contaminación del embalse Río Hondo sobre la misma. Las descargas de las grandes presas suelen provocar disminución del OD, sin embargo, en este caso no se evidencia ese efecto, probablemente porque la descarga de la presa proviene de las aguas superficiales del embalse y no del fondo. Por otra parte, la turbulencia provocada por las descargas desde la hidroeléctrica podría estar generando una mayor oxigenación de las aguas en la naciente del río.

La degradación paulatina de la calidad del agua sobre el eje longitudinal se evidencia en el pH, la CE y los STS, la disminución del contenido de OD y de la transparencia. Aunque no se distinguen fuentes puntuales antes del vuelco de los efluentes cloacales en el S8, la disminución de la calidad del agua podría deberse a fuentes de contaminación difusa, relacionadas con los asentamientos urbanos y con el sistema de canales de riego que descarga excedentes hacia el río, a la altura del S6. De manera similar, en el río Mendoza (provincia de Mendoza), monitoreos de calidad de aguas a largo plazo identifican como probables fuentes de contaminación difusa el escurrimiento de aguas urbanas y el retorno de excedentes de los sistemas de riego, aun en ausencia de fuentes puntuales [115]. Por otra parte, la sustracción de agua para riego que ocurre aguas arriba del sitio S5 causa disminución del caudal y en consecuencia de la profundidad de la columna de agua. En un río con un lecho muy amplio y arenoso, bajo alta insolación

durante todo el año, esto podría estar provocando el incremento de temperatura que se observa a lo largo del gradiente longitudinal.

Respecto al S8, el aporte de materia orgánica proveniente de los vuelcos contaminantes produce un incremento importante en la DBO₅, así como del contenido de fósforo reactivo disuelto y de la clorofila *a*.

La predominancia de arenas y escaso contenido de fracciones finas y MO en el sistema fluvial podría deberse a la retención de estas fracciones en el embalse Río Hondo [73], que recibe grandes cargas de sedimentos provenientes de toda la cuenca superior del Salí-Dulce, la cual sufre procesos de erosión por la pérdida de cubierta vegetal [116].

Respecto al contenido de metales en los sedimentos, si bien los niveles guía de calidad ambiental establecidos por las normas canadienses no fueron superados, su detección en el sistema plantea la necesidad de monitorear, con fines preventivos, sus fuentes de ingreso y posibles destinos en el ambiente y en las tramas tróficas.

En cuanto a la influencia del régimen hidrológico sobre los parámetros de calidad de aguas, no se detectaron diferencias importantes. Para los ríos de las regiones semiáridas se encuentran grandes variaciones temporales sobre los parámetros físico-químicos [117]. Sin embargo, los estudios están por lo general planteados en ríos temporarios o que disminuyen de manera muy importante su caudal durante el estiaje, llegando a secarse tramos del lecho. Para ríos permanentes, Toro y colab. (2002) plantean que los parámetros dependientes de las características de la cuenca, como el pH, la alcalinidad, la conductividad y las concentraciones de iones no cambian significativamente por efecto del caudal [73]. Sin embargo, en este estudio la conductividad fue significativamente más baja en momentos de post-crecida, lo que podría deberse a un efecto de dilución en coincidencia a los estudios realizados por Vidal-Abarca y colaboradores (2000) [118].

El aumento de sólidos en suspensión en período de post-crecida es esperable. En ríos de zonas semiáridas el incremento de sólidos en suspensión se correlaciona fuertemente con el aumento de caudal, ya que con las lluvias se produce erosión en la cuenca y las crecidas movilizan gran cantidad de sedimentos [119].

Respecto a los análisis de ordenación con la matriz de variables de calidad del agua, el efecto negativo de los efluentes cloacales sobre la misma se hace evidente, separando al S8 del resto de los sitios, y asociándolo directamente con el conjunto de parámetros que se incrementan ante el impacto del vuelco.

Los sedimentos, por su parte, en conjunto con la velocidad del agua y profundidad, permiten distinguir sitios con diferentes características de hábitat que podrían influir sobre la composición y estructura de los ensambles bentónicos.

Finalmente, los impactos de la intervención humana sobre el área de riberas se reflejan en el índice QBR. Este índice mostró sensibilidad al impacto del uso de la tierra, particularmente ganadería y urbanización en otros sistemas fluviales de Argentina [120]. Los sitios con el menor valor de QBR resultaron aquellos donde las avenidas de costanera provocan desconexión lateral e impermeabilización del suelo, con reemplazo de la vegetación natural por especies ornamentales. Estos sitios corresponden a las ciudades de Termas de Río Hondo (S1) y a Santiago del Estero/ La Banda (S6 y S7). En condición de alteración moderada resultó el S5, correspondiente a la localidad de Los Quiroga, donde no se registran obras de urbanización importantes, pero sí degradación del bosque con desarrollo de comunidades de especies asociadas al pastoreo de ganado vacuno y caprino, principalmente la *Acacia aroma* (tusca), sumado a la infraestructura del sistema de riego sobre la ribera izquierda. Los sitios que muestran los valores más altos del QBR no tienen alteraciones hidromorfológicas, pero es un rasgo común la presencia de las especies introducidas por el pastoreo de ganado, las cuales no serían representativas de las comunidades riparias de la región del Chaco Semiárido de acuerdo con estudios realizados por Sirombra y Cecotti (2016) [121] por lo cual aun en condiciones de un QBR bueno ya estaríamos identificando cierto nivel de alteración de la calidad de esta formación vegetal.

CONCLUSIONES

Las aguas del Río Dulce muestran buena calidad en el primer tramo, aunque se evidencia sobre el gradiente longitudinal un impacto antrópico creciente.

El vuelco de efluentes cloacales crudos al cauce del río aguas abajo de la ciudad de Santiago del Estero es una fuente puntual de contaminación, que provoca degradación de la calidad de aguas del río.

El régimen hidrológico influye principalmente sobre los valores de conductividad y sólidos suspendidos, pero no afecta de manera importante al resto de los parámetros.

Se detectan contenidos de metales en los sedimentos que advierten sobre la necesidad de profundizar su estudio con fines de proponer medidas preventivas de la contaminación.

La granulometría del lecho con alta proporción de arenas y materiales gruesos, en conjunto con la velocidad de la corriente, resultan características particulares del sistema fluvial, que influyen sobre la composición y estructura de los ensambles bentónicos que se pudieran desarrollar.

El índice de calidad de bosque de ribera refleja con fidelidad el impacto de la urbanización en las riberas del Río Dulce.

**CAPÍTULO II: ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DE LOS
ENSAMBLES DE INVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN
EL GRADIENTE LONGITUDINAL DEL RÍO DULCE**

INTRODUCCIÓN

Son numerosos los factores físicos, químicos y biológicos que constituyen los ecosistemas acuáticos. La interacción entre estos factores resulta determinante para la estructura del hábitat y por tanto influyen directamente sobre la distribución y abundancia de los invertebrados bentónicos [122]. Los ríos son ambientes complejos y altamente dinámicos, constituidos por diferentes hábitats interconectados en los gradientes longitudinal, lateral, vertical y temporal. Esto conlleva a considerar las interacciones y procesos de todo el sistema fluvial y su paisaje adyacente para analizar la estructura y diversidad de la biota asociada [123]. Como indicadores ecológicos, los invertebrados bentónicos son ampliamente utilizados como indicadores de la calidad físico-química del agua pero también del conjunto de variables hidromorfológicas [8], así como de las características y cambios interconectados en el sistema fluvial. Tal es el caso de los cambios de uso de la tierra y modificaciones de la cobertura vegetal en la cuenca y riberas [55, 56, 124, 125], infraestructuras que afecten la conectividad longitudinal o lateral [126], regulación de caudales [127–129] y cambio climático [28, 58, 130].

Entre los factores que dominan la distribución y estructura de los invertebrados en los sistemas fluviales se encuentran la composición del sustrato y el tipo de hábitat [131], la velocidad de la corriente [132], la disponibilidad de recursos [133], y la calidad del agua [134, 135]. Muchos de estos factores son determinados por la dinámica hidrológica del sistema fluvial, por lo cual se presenta la necesidad de considerar además de las características del hábitat físico, las diferentes configuraciones temporales que por efecto del régimen hidrológico éste puede adoptar [59, 60, 136, 137]. En los ríos de regiones semiáridas y con patrón estacional en los cuales el disturbio más importante lo constituye el régimen hidrológico [138], éste es reconocido como un factor preponderante que influencia sobre la estructura de las comunidades bentónicas, tanto en cursos intermitentes [139] como permanentes [140].

La vinculación de las variables geomorfológicas, hidrológicas y químicas con las biológicas es reconocida desde hace décadas como aspecto indispensable para realizar una evaluación integral de la calidad ecológica o salud de los ríos como ecosistemas [11, 141]. Entender cómo influye la variabilidad espacial y temporal sobre la estructura biótica es importante para definir herramientas de biomonitoreo. Los estudios de diversidad plantean que, a escalas espaciales más pequeñas, la estructura de los

ensambles establecidos sobre el gradiente longitudinal se relacionará más directamente con las características del hábitat, siendo esto una característica común a la ecología de los invertebrados acuáticos de la mayoría de los sistemas fluviales [142]. Por otra parte, cuando el sistema fluvial está sujeto a un régimen hidrológico marcadamente estacional con fuertes pulsos de crecida, los patrones espaciales de pequeña escala, relacionados a las características del hábitat, resultarían más representativos en la estación seca. La diversidad y riqueza asociadas a las características del hábitat son influenciadas por los factores de variabilidad temporal, por lo que se advierte que estos últimos pueden confundir los efectos de la influencia antrópica, disminuyendo la efectividad de las herramientas de biomonitoreo cuando no son tenidos en cuenta [143, 144].

El estudio de la diversidad entre los sitios puede dar como resultado ensambles más o menos diferenciados, expresándose esta diferenciación tanto en la estructura como en la composición taxonómica. A esta diferencia en la composición y estructura de los ensambles biológicos entre diferentes sitios se la conoce como diversidad β [145]. Si bien las características del hábitat y su variabilidad temporal resultan determinantes en gran medida de la estructura de la comunidad, también actúan sobre éstos procesos biológicos dependientes de la escala espacial, como la capacidad de dispersión relacionada con la conectividad del hábitat fluvial o las distancias entre los sitios analizados. Los mecanismos que estructuran la diversidad β se relacionan principalmente a dos teorías [146]; por un lado, la teoría de nicho que considera que los controles ambientales que actúan en un sitio son determinantes para la estructura de los ensambles biológicos allí presentes; y por otro lado la teoría neutral que plantea que los ensambles se estructuran en función de la capacidad de dispersión de los taxa y de las limitaciones o filtros espaciales que existan a esta capacidad de dispersión. La diversidad β puede a su vez descomponerse entre el anidamiento (*nestedness*) y el reemplazo (*turnover*). El anidamiento es el fenómeno por el cual los taxa presentes en un sitio con menor diversidad son esencialmente un subconjunto de los taxa presentes en sitios con mayor diversidad, y refleja por lo tanto un proceso de pérdida de taxa que puede ser resultado de cualquier factor que lo promueva. El reemplazo, por otra parte, es el patrón que da cuenta del recambio taxonómico o sustitución de unos taxa por otros entre los sitios. Este proceso suele estar relacionado a la presencia de fuertes filtros ambientales o limitaciones espaciales [147].

El estudio de la diversidad β en un sistema ecológico puede ser utilizado para expresar un cambio direccional, debido a un gradiente espacial, temporal o ambiental (por

ejemplo, un gradiente de calidad del agua, o un gradiente altitudinal); pero también puede mostrar la variación o disimilitud por efecto de algún factor de diferenciación entre sitios o grupos de sitios. Este factor de diferenciación puede ser establecido en función de los objetivos de investigación (por ejemplo, los diferentes usos de la tierra o impactos antrópicos de interés) [148]. Como complemento del análisis de diversidad β relativo a la variabilidad entre grupos, el Análisis Permutacional de la Variancia (PERMANOVA) nos permite identificar si las diferencias en composición entre los grupos establecidos son significativas [149].

La importancia de los procesos de dispersión como determinantes de la estructura de los ensamblajes puede ser analizada a partir de las distancias entre sitios. Para el caso de las comunidades acuáticas, estas distancias pueden ser consideradas a partir de las conexiones lineales entre sitios (*overland distances*); o a partir de las conexiones a través del curso de agua (*watercourse distances*). Ambas distancias consideran diferentes aspectos de la dispersión de la fauna acuática: las distancias *overland* dan importancia a la capacidad de dispersión por el vuelo de los adultos, mientras las distancias *watercourse* le dan más importancia a la dispersión por deriva en el mismo flujo de agua. Para utilizar estas distancias en el análisis, se recurre a su conversión en variables espaciales explicativas mediante métodos de análisis espacial [150]. De estos métodos, uno de los más conocidos es el análisis de coordenadas principales de matrices vecinas PCNM (*Principal Coordinates of Neighbor Matrices*) propuesto por Borcard y Legendre (2002) [151]. Además de los procesos de dispersión, las variables espaciales pueden representar cualquier otro tipo de proceso espacialmente estructurado. Obtenida la representación de las variables espaciales como predictores, es posible recurrir al análisis de particionamiento de la variancia con el objetivo de atribuir la variación observada a diferentes grupos de variables [152]. Comúnmente, se busca reconocer el efecto de las variables ambientales o controles locales que actúan sobre los ensamblajes, diferenciándolo del efecto del espacio o posibles estructuras espaciales. Asimismo, el análisis permite reconocer el efecto conjunto de ambos grupos de variables [150, 153, 154].

OBJETIVOS

- Analizar la estructura de los ensamblajes bentónicos en el Río Dulce y las variables ambientales que influyen principalmente sobre esta estructura.
- Identificar patrones espaciales de la diversidad β en el gradiente longitudinal, asociados a los diferentes sitios de muestreo, así como en relación a factores hidromorfológicos, factores relacionados a la presión antrópica y el régimen hidrológico.
- Establecer la importancia de las variables ambientales y de las variables espaciales como explicativas de la estructura de los ensamblajes de macroinvertebrados bentónicos en el gradiente longitudinal.

METODOLOGÍA

Muestras

Durante las 4 campañas de muestreo llevadas a cabo, en cada uno de los 8 sitios establecidos en el cauce del río (Capítulo I), se tomaron 2 puntos de muestreo, uno sobre la ribera derecha y otro punto más en el centro del río pero que aún fuera accesible por vadeo. Estos puntos dentro de cada sitio se identifican como A (centro) y B (ribera). En algunas de las campañas se identificaron sectores sobre la ribera del río con mayor presencia de cantos en el sustrato, que se muestrearon como puntos denominados C en la base de datos.

Las muestras de macroinvertebrados bentónicos fueron extraídas con muestreadores tubulares (corer de 10 cm de diámetro), draga Mud-snupper (Rigosha de 100 cm² de superficie de extracción), draga Van Veen (357 cm² de superficie de extracción) según el tipo de sustrato y profundidad en cada sitio de muestreo.

Los invertebrados fueron filtrados en tamiz de 250 μ m, fijados en formol (5%) en campo, teñidos con eritrosina para su mejor visualización y posterior separación del sedimento bajo lupa y conservados en alcohol al 70%. Las muestras fueron analizadas

cuali y cuantitativamente en microscopio óptico o estereoscópico utilizando las claves disponibles para la región [155–158].

Los invertebrados fueron identificados al máximo nivel posible dentro de los diferentes grupos taxonómicos presentes. Las variables ambientales consideradas en los análisis correspondientes al presente capítulo fueron las descriptivas de la calidad de aguas y sedimentos. Las variables físico-químicas del agua (temperatura, pH, CE, OD, DBO₅, transparencia al disco de Secchi y STS) se muestrearon en un solo punto representativo del sitio, localizado entre 30 y 50 metros hacia el interior del curso de agua desde el margen derecho. Por otra parte, se analizaron para cada punto de muestreo de los invertebrados bentónicos (ribera y centro), las proporciones granulométricas y contenido de materia orgánica (MO) de los sedimentos; la velocidad de la corriente y la profundidad de los puntos de muestreo. También se utilizaron los datos de caudales proporcionados por el Ministerio del Agua de la provincia de Santiago del Estero. La caracterización de los sitios en función de estas variables se describe en el Capítulo I.

Se identificaron características de las riberas y del lecho del río en base a variables cualitativas: tipo morfológico del tramo, característica geomorfológica principal del sitio, uso de la tierra en la ribera, actividades desarrolladas al interior del lecho del río. Se consideró también como característica del sitio el nivel de alteración hidrológica, como moderada para los sitios afectados por la regulación en el Embalse Río Hondo y como alta para los sitios afectados por la sustracción de agua para riego en el dique derivador de Los Quiroga.

Análisis de los datos

Para evaluar la respuesta de los ensambles tanto a aspectos geomorfológicos como a las presiones antrópicas que se pudieran identificar, se establecieron las siguientes variables categóricas para ser evaluadas en cada sitio: tipo morfológico predominante en el sitio, característica morfológica particular del punto de muestreo, uso de la tierra en la ribera, actividad en el lecho, nivel de alteración hidrológica de los caudales naturales y nivel de alteración del bosque de ribera (resultados de la aplicación del índice QBR (Capítulo D)).

El análisis exploratorio de datos se realizó utilizando software InfoStat versión 2016 [112] y Past versión 3 [113]. A partir de estos se obtuvieron métricas simples para los

análisis de abundancia, medias y gráficos estadísticos descriptivos como boxplots. Para analizar diversidad alfa y estructura de los ensamblés bentónicos en el Río Dulce, se analizó la densidad (ind.m^{-2}), riqueza de taxa e índice de diversidad de Shannon-Wiener y equitatividad por sitios de muestreo en cada campaña realizada. Se analizó de manera descriptiva la abundancia relativa de las taxa registradas para cada sitio. Se realizó un test de SIMPER a fin de determinar cuáles son las taxa que contribuyen mayoritariamente a la disimilitud taxonómica entre los sitios.

Se analizó la diversidad β en el gradiente longitudinal usando la función *betadisper* en el paquete Vegan [159] en el software R [160] la cual se basa en el método PERMDISP2 [149]. Como medida de variabilidad se utilizó el método de distancia al centroide basada en la distancia de Bray-Curtis sobre los datos de abundancia de los taxa. Se analizó la significancia de las diferencias entre grupos utilizando el test de ANOVA propuesto en el paquete Vegan con la función *anova.cca*; y las diferencias de medias mediante test de Tukey con la función *tukeyHSD* también en Vegan.

Los análisis realizados para determinar si la diversidad β se estructura en base a reemplazo o anidamiento se realizaron con el paquete *betapart* [161] en R. *Betapart* computa comparaciones pareadas o entre múltiples sitios, separando los componentes de anidamiento y reemplazo que inciden en la disimilaridad. Puede aplicarse a datos de presencia-ausencia con índices de Jaccard o de Sorensen, y también a datos de abundancia utilizando la matriz de disimilaridad con Bray-Curtis. En este caso se aplicó la función *beta.multi*, con el fin de obtener el cálculo de disimilaridad entre todos los sitios, usando el índice de Jaccard. La función retorna tres valores como resultado: *beta.JTU* que es el valor del componente de reemplazo o *turnover* (β_{TURN}); *beta.JNE* que es el valor de anidamiento o *nestedness* (β_{NES}); y *beta.JAC* que es el valor medio de la diversidad β medido como disimilaridad total según índice de Jaccard (β).

A fin de verificar la ocurrencia de diferencias significativas en la composición y estructura de la comunidad entre los diferentes sitios, puntos de muestreo, factores de uso de la tierra e intervenciones antrópicas se utilizó la función *adonis* en Vegan, la cual aplica un PERMANOVA. Este análisis se realizó tanto para cada campaña de muestreo como para el conjunto de datos incluyendo la variabilidad temporal, a fin de establecer la influencia de dicha temporalidad sobre la estructura de los ensamblés.

Se examinaron los patrones de distribución de los taxa en relación a las variables ambientales en base a Análisis de Correspondencias Canónicas utilizando la función *cca* en el paquete Vegan. Se realizó el análisis para cada campaña de muestreo a fin de

verificar la consistencia de los patrones de distribución espacial independientemente de la variabilidad temporal impuesta por el régimen hidrológico del sistema fluvial. Posteriormente, se analizó el conjunto de datos completo, incluyendo la variabilidad temporal, a fin de establecer los patrones de distribución y su asociación con gradientes ambientales particulares. Sólo los taxa que presentaron abundancias $> 100 \text{ ind.m}^{-2}$ en al menos uno de los sitios de muestreo fueron considerados en los análisis de ordenación y los datos de densidad fueron transformados a $\log(x+1)$ [149] para el análisis. Los modelos se ajustaron utilizando los factores de inflación de la variancia (*vif*), quitando sucesivamente de a 1 variable la que presentara el mayor valor de *vif* y posteriormente de haber obtenido $\text{vif} < 10$ para todas las variables se corrió la función *ordistep* para el ajuste paso a paso del modelo. Se probó la significancia utilizando el test de ANOVA sobre el modelo final, sobre los ejes y sobre las variables ambientales.

Con el fin de evaluar la importancia del efecto de las variables ambientales y de las variables espaciales sobre la estructura de los ensamblajes bentónicos, se construyeron dos matrices de distancias entre puntos. Una de estas matrices se construyó con las distancias lineales llamadas a partir de aquí *overland* y otra con las distancias a través del curso de agua llamadas *watercourse*. Se asume que las distancias *overland* tendrán importancia principalmente para la dispersión de las especies a través del vuelo de adultos, mientras que las distancias *watercourse* tendrán importancia principalmente para la dispersión de los taxa por deriva, así como para estructurar espacialmente aquellas variables ambientales dependientes del flujo de agua. Cada matriz de distancias fue analizada separadamente, transformándola a variables espaciales explicativas mediante la aplicación de la función *pcnm* en *vegan*. Obtenidas las variables espaciales, se aplicó la selección por pasos para variables explicativas [162] aplicando el paquete *packfor* [163]. Esta selección se aplicó tanto a las variables espaciales derivadas de las distancias *overland* y *watercourse* como a las variables ambientales. Posteriormente, con las variables espaciales y ambientales seleccionadas se realizó el particionamiento de la variancia aplicando la función *varpart* en *vegan*. Esto permitió establecer la importancia de la variación relacionada a las distancias *overland* respecto de las variables ambientales, y la importancia de la variación relacionada a las distancias *watercourse* respecto de las variables ambientales. Este análisis se realizó para cada campaña de muestreo, con objeto de detectar si la variabilidad impuesta por el régimen hidrológico tuvo influencia sobre el nivel de importancia de las variables físico-químicas respecto de las espaciales.

RESULTADOS

Estructura y diversidad de los ensambles bentónicos

Se registraron un total de 100 taxa entre todos los sitios y muestreos realizados (Tabla II.1). La densidad varió entre 0 y más de 153.000 ind.m⁻², con los máximos valores en los muestreos de aguas bajas, M1 y M3 (Figura II.1). Los sitios con mayores densidades fueron el S5 en el M1 (50097 ind.m⁻²; DE 32860 ind.m⁻²), y el S2 en el M3 (153268 ind.m⁻²; DE 87545 ind.m⁻²). La riqueza taxonómica por sitios varió desde 0 a 43 teniendo en cuenta todos los muestreos realizados. Los valores más altos fueron registrados en los sitios S2 (42 taxa) y S5 (43 taxa). Los valores más bajos de riqueza de taxa se registraron en los sitios S3 y S4 durante el M1 (2 taxa cada uno), además del S8 que en el M1 no se registró presencia de organismos bentónicos (Tabla II.2). El índice de Shannon-Wiener alcanzó su mayor valor (2,81) en el S2 durante el M3 y el menor valor se registró en el S6 (0,37) durante el M4 (Tabla II.2).

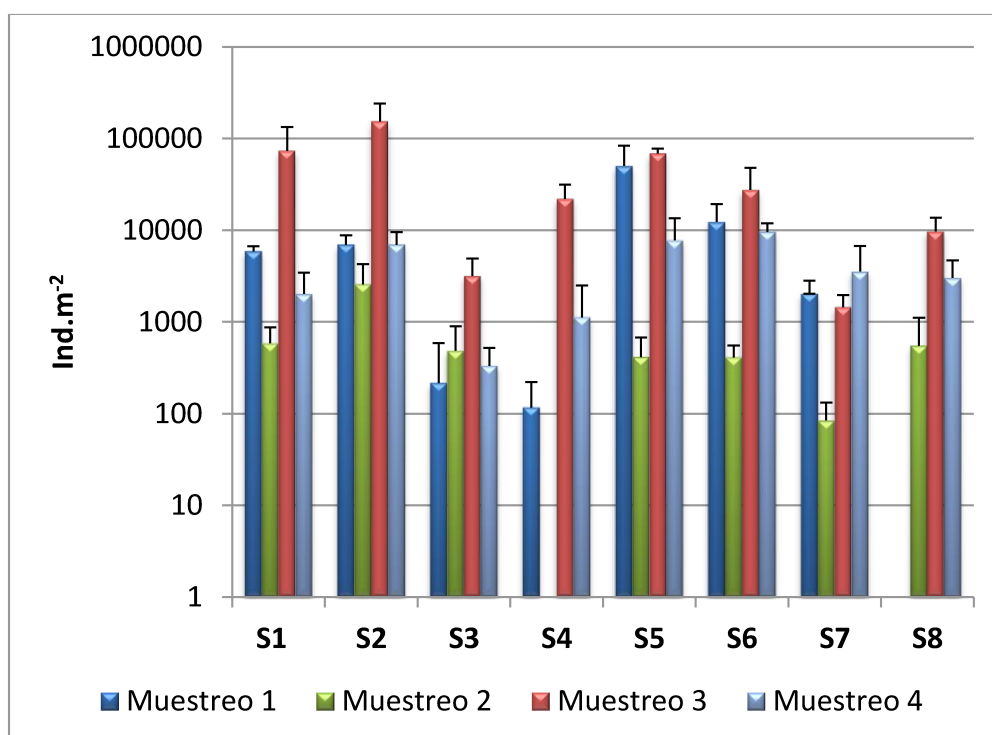


Figura II.1: Densidad de organismos en ind.m⁻² por sitio, distinguidos por muestreo realizado. El eje y se presenta en escala logarítmica y las barras de error como desviación estándar.

En cuanto a la composición de taxa, sobre el total de organismos de todos los sitios y muestreos, el 49 % perteneció a Chironomidae, seguido por Oligochaeta que representó el 27 % (Figura II.2). El primer grupo fue dominante en los sitios S3 a S8, el segundo mostró la mejor representación en S1 y S2 (Figura II.6). Acompañando a estos grupos en el ensamble se destaca *Hydra* sp. en el S1; Crustacea (Copepoda, Ostracoda y Cladocera) y Nematoda en el S4, y Turbellaria en el S7. En la familia Chironomidae, los que presentaron mayor abundancia de ind.m⁻² fueron *Polypedilum* sp., *Chironomus* sp., *Dicrotendipes* sp., *Lopescladius* sp., *Pelomus* sp., *Tanytarsus* sp., *Caladomya* sp., *Riethia* sp., *Cricotopus* sp., *Goeldichironomus* sp. y *Thienemanniella* sp. Respecto a Oligochaeta, la especie con el mayor registro de abundancia fue *Limnodrilus hoffmeisteri*, seguido por *Slavina appendiculata*, *S. isochaeta*, *Nais variabilis*, *N. communis*, *Chaetogaster diaphanus*, *Stylaria fossularis* y *Dero obtusa*. Otros taxa que registraron altas abundancias fueron Ceratopogonidae, Ephemeroptera (Baetidae y Caenidae) y *Corbicula fluminea*.

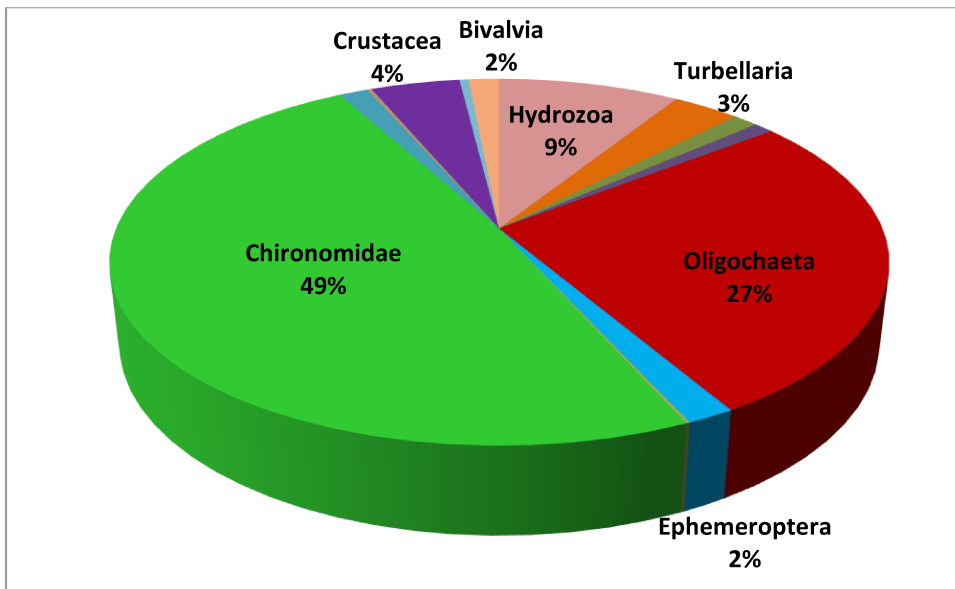


Figura II.2: Abundancias de los grupos taxonómicos sobre el total de sitios y muestreos.

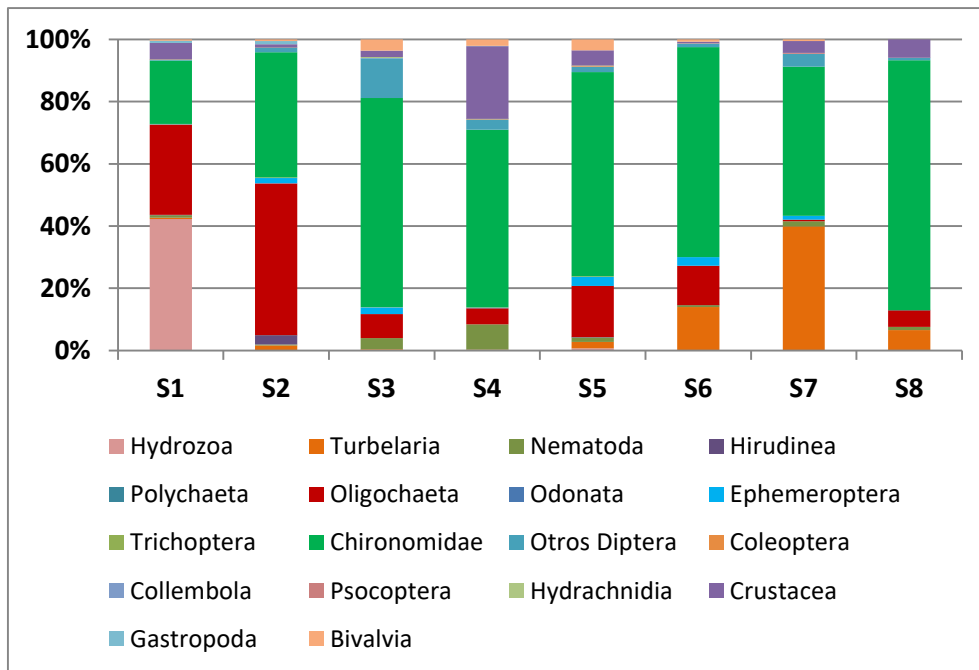


Figura II.3: Densidad relativa de los grupos taxonómicos por sitio de muestreo.

Tabla II.1: Listado de taxa registrados en el conjunto de sitios y muestreos realizados, indicando el código (Cod) utilizado en los análisis multivariados y el grupo funcional trófico (GFT) al que fueron asignados. P: depredador; C-R: colector-recolector; C-F: colector-filtrador; Ras: raspador; Min: minador de madera. Los GFT fueron asignados según Merrit y Cummins, (1996) [164], con revisiones de acuerdo a Tomanova y colaboradores (2006), Zilli y colaboradores (2008), Galizzi y colaboradores (2012), Saigo y colaboradores (2009) y Saigo y colaboradores (2016) [68, 69, 71, 133, 165].

TAXA	Cod	GFT
Cnidaria		
Hydrozoa		
<i>Hydra sp.</i>	Hyd	P
Plathyhelminthes		
Turbellaria spp.	Tur	P
Nematoda		
Nematoda spp.	Nem	P
Annelida		
Hirudinea spp.	Hir	P
Polychaeta		
<i>Aeolosoma sp.</i>	Ael	C-R
Oligochaeta		
Naididae		
Naidinae		
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	Chdf	P
<i>Ch. diastrophus</i>	Chds	P
<i>Dero obtusa</i>	Dob	C-R
<i>D. digitata</i>	Ddi	C-R
<i>D. pectinata</i>	Dpe	C-R
<i>D. sawayai</i>	Dsw	C-R
<i>Stylaria fossularis</i>	Sfo	C-R
<i>Slavina apendiculata</i>	Slap	C-R
<i>S. isochaeta</i>	Sliso	C-R
<i>Nais communis</i>	Nco	C-R
<i>N. variabilis</i>	Nva	C-R
<i>Pristina americana</i>	Pam	C-R
<i>P. jenkiniae</i>	Pje	C-R
<i>P. longidentata</i>	Plo	C-R
<i>P. menoni</i>	Pme	C-R
<i>P. notopora</i>	Pno	C-R
<i>P. osborni</i>	Pos	C-R
<i>P. sima</i>	Psi	C-R
<i>P. synclites</i>	Psy	C-R
<i>P. aequiseta</i>	Paeq	C-R

<i>P. breviseta</i>	Pbre	C-R
<i>P. proboscidea</i>	Ppro	C-R
? <i>Stephensoniana trivandana</i>	Stsp	C-R
Tubificinae		
<i>Aulodrilus pigueti</i>	Api	C-R
<i>Bothrioneurum americanum</i>	Bam	C-R
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Lho	C-R
Haplotaxidae		
<i>Haplotaxis sp.1</i>	Hapl1	P
<i>Haplotaxis sp.2</i>	Hapl2	P
Enchytraeidae		
Enchytraeidae sp.*		C-R
<hr/>		
Mollusca		
Gastropoda		
Gastropoda spp.	Gast	Ras
Bivalvia		
Corbiculidae		
? <i>Corbicula fluminea</i>	Cor	C-F
<hr/>		
Arthropoda		
Crustacea		
Maxillopoda		
Copepoda spp.	Cop	C-F
Ostracoda		
Ostracoda spp.	Ost	C-F
Branchiopoda		
Cladocera spp.	Cla	C-F
Amphipoda		
Hyalellidae		
<i>Hyaella sp.*</i>		C-R
Arachnida		
Acari		
Hydrachnidia spp.	Acr	P
Hexapoda		
Collembola spp.	Coll	C-R
Insecta		
Ephemeroptera		
Caenidae	Cen	C-R
Baetidae	Bet	C-R
Euthyplocidae	Eut	P
Leptohyphidae	Lephy	C-R
Leptophlebiidae	Lept	C-R
Polymitarcidae	Poly	P
Oligoneuriidae	Olig	C-F
Odonata		
Gomphidae	Gom	P
Dicteriadidae	Dict	P

Trichoptera		
Polycentropodidae	Pole	C-F
Hydropsichidae		
<i>Smicridea sp.</i>	Smi	C-F
Hydropsychidae sp.	Hyds	C-F
Hydroptilidae		
<i>Hydroptila sp.</i>	Hydt	Ras
<i>Metrichia sp.</i>	Metr	C-F
<i>Abtrichia sp.*</i>		C-F
Trichoptera sp.	Tric	C-F
Coleoptera		
Georissidae		
<i>Georissus sp.*</i>		P
Dytiscidae	Dit	P
Coleoptera sp.	Colsp	P
Diptera		
Chironomidae		
Tanypodinae		
<i>Ablabesmyia sp.</i>	Abl	P
<i>Djalmabatista sp.</i>	Dja	P
<i>Pentaneura sp.</i>	Pen	P
<i>Procladius sp.</i>	Pro	P
Chironominae		
<i>Aedokritus sp.</i>	Aed	C-R
<i>Apedilum sp.</i>	Ape	C-R
<i>Caladomyia sp.</i>	Cal	C-F
<i>Cardiocladius sp.</i>	Car	C-F
<i>Chironomus sp.</i>	Chi	C-R
<i>Cladotanytarsus sp.</i>	Cladt	C-F
<i>Cryptochironomus sp.</i>	Cry	P
<i>Dicrotendipes sp.</i>	Dic	C-R
<i>Endotribelos sp.</i>	End	C-R
<i>Fissimentum sp.*</i>		C-R
<i>Goeldichironomus sp.</i>	Goe	C-R
<i>Harnischia sp. 1</i>	Har1	C-R
<i>Harnischia sp. 2</i>	Har2	C-R
<i>Oukuriella sp.</i>	Ouk	C-R
<i>Parachironomus sp.</i>	Par	C-R
<i>Pelomus sp.</i>	Pel	C-R
<i>Polypedilum spp.</i>	Pol	C-R
<i>Rheotanytarsu sp.</i>	Rhe	C-R
<i>Riethia sp.</i>	Rie	C-R
<i>Tanytarsus sp. 1</i>	Tan	C-F
<i>Tanytarsus sp. 2</i>	Tan2	C-F
<i>Xestochironomus sp.*</i>		Min
Orthoclaadiinae		

<i>Cricotopus sp.</i>	Cri	C-R
<i>Lopescladius sp.</i>	Lop	C-R
<i>Onconeura sp.</i>	Onc	C-R
<i>Thienemanniella sp.</i>	Thi	C-R
Culicidae	Cul	C-R
Dolichopodidae	Dol	P
Empididae*		P
Athericidae*		P
Ephydriidae	Epd	C-R
Simuliidae	Sim	C-F
Ceratopogonidae	Cer	C-R
Psocoptera**	Pso	C-R
Megaloptera		
Corydalidae		
<i>Corydalis sp.</i> *		P

* *Taxa de los cuales se registró sólo un ejemplar una sola vez. Se omiten en los análisis multivariados por su escasa representatividad. Xestochironomus sp. tampoco se incluye en el análisis de grupos tróficos. ** Aunque no pertenece estrictamente a los ensambles bentónicos, Psocoptera fue registrado en diferentes sitios y diferentes oportunidades.*

Tabla II.2: Valores de riqueza de taxa, índice de diversidad de Shannon-Wiener y Equitatividad por sitio y por muestreo.

Muestreo	Sitios	Riqueza	Shannon	Equitatividad
1	S1	29	2,62	0,47
1	S2	37	2,57	0,35
1	S3	2	0,43	0,76
1	S4	2	0,48	0,81
1	S5	38	2,01	0,19
1	S6	20	1,77	0,29
1	S7	11	1,32	0,34
1	S8	0	0	0
2	S1	8	0,80	0,28
2	S2	13	1,16	0,24
2	S3	8	1,60	0,62
2	S5	16	2,54	0,79
2	S6	10	1,72	0,56
2	S7	3	0,84	0,77
2	S8	6	1,14	0,52
3	S1	36	1,95	0,19
3	S2	42	2,81	0,39

3	S3	18	1,78	0,33
3	S4	26	2,29	0,38
3	S5	43	2,75	0,36
3	S6	31	1,44	0,13
3	S7	8	0,64	0,24
3	S8	11	1,19	0,30
4	S1	21	2,68	0,69
4	S2	42	2,46	0,28
4	S3	13	1,98	0,56
4	S4	18	2,27	0,54
4	S5	40	2,30	0,25
4	S6	8	0,37	0,18
4	S7	6	0,78	0,36
4	S8	7	1,51	0,65

Caracterización ambiental de los sitios

Las variables categóricas evaluadas para cada sitio permitieron diferenciarlos en función de sus características morfológicas y de usos (Tabla II.3).

Tabla II.3: Características de los sitios en base a las variables categóricas evaluadas.

Variable	Categorías	Sitios
Tipo Morfológico	Trenzado	S1, S4
	Recto	S2, S3, S5, S6, S7, S8
Característica Morfológica	Isla	S1
	Escalera-remanso	S2
	Banco	S3, S4, S5
	Canal	S6, S7, S8
Uso de la ribera	Rural	S2, S4, S3
	Periurbana	S1, S5, S8
	Urbana	S6, S7
Actividad en el lecho	Actividades en el lecho: pesca, extracción de ripio	S1, S5, S6, S7, S8
	Ninguna actividad en el lecho	S2, S3, S4
	Alteración	Moderada: tramo Río Hondo - Los Quiroga por

hidrológica	regulación	S4
	Alta: Aguas abajo de Los Quiroga por la S5, S6, S7, sustracción de caudal	S8

Diversidad beta entre sitios

La diversidad beta (β) calculada con el método de distancia al centroide basada en la distancia de Bray Curtis registró valores entre 0,3 y 0,5 para todos los sitios de muestreo (Figura II.4), y no se registraron diferencias significativas entre los sitios (p : 0,7244). La diversidad β se estructuró principalmente en base al reemplazo ($\beta= 0,82$; $\beta_{NES}= 0,20$ y $\beta_{SIM}=0,62$) (Figura II.5).

El test de SIMPER muestra que solo 19 de los 100 taxa registrados contribuyeron al 80 % de disimilitud entre los sitios. *Limnodrilus hoffmeisteri* fue la especie que más aportó a la disimilitud, y le siguen *Lopescladius* sp., Turbellaria, *Polypedilum* sp., *Chironomus* sp. Otros taxa que distinguen a los sitios son *Hydra* sp., Copepoda, *Corbicula fluminea* y Nematoda. (Tabla II.4).

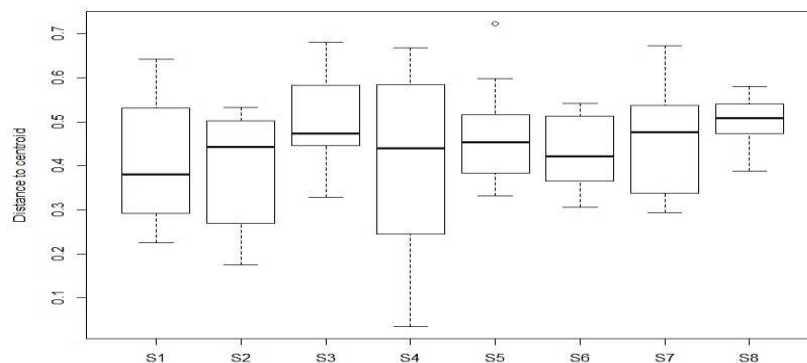


Figura II.4: Distancia media al centroide y dispersión en base a la distancia de Bray Curtis, en los sitios de muestreo. Una distancia mayor al centroide indica una diversidad β más elevada.

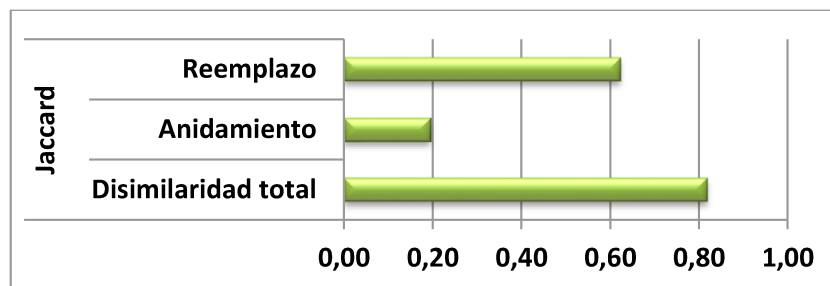


Figura II.5: Valores de reemplazo, anidamiento y disimilaridad total entre los sitios, obtenidos en base al índice de Jaccard, con datos de presencia/ausencia.

Tabla II.4: Test de SIMPER realizado sobre la totalidad de sitios y de muestreos. Se presentan los taxa que explican el 80 % de la disimilitud acumulada.

Taxa	Aporte a la disimilitud	Contribución %	Contribución acumulativa %
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	10,08	11,04	11,04
<i>Lopescladius</i> sp.	9,524	10,43	21,47
Turbellaria	9,231	10,11	31,57
<i>Polypedilum</i> sp.	6,05	6,624	38,2
<i>Chironomus</i> sp.	4,536	4,966	43,16
<i>Pelomus</i> sp.	4,279	4,685	47,85
<i>Dicrotendipes</i> sp.	4,172	4,568	52,42
Copepoda	3,291	3,604	56,02
<i>Hydra</i> sp.	3,279	3,59	59,61
<i>Corbicula fluminea</i>	3,076	3,368	62,98
<i>Cricotopus</i> sp.	2,575	2,819	65,8
<i>Cryptochironomus</i> sp.	2,294	2,511	68,31
<i>Harnischia</i> sp1	1,956	2,142	70,45
<i>Nais variabilis</i>	1,95	2,136	72,59
Nematoda	1,754	1,921	74,51
Ceratopogonidae	1,615	1,768	76,28
<i>Tanytarsus</i> sp1	1,482	1,622	77,9
<i>Nais communis</i>	1,314	1,439	79,34
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	1,157	1,266	80,6

Relación de los ensambles con las variables físico-químicas

El Análisis de Correspondencias Canónicas del conjunto de muestreos realizados explica el 46,85 % de la variancia entre el eje 1 (27,74 %) y el eje 2 (19,10 %). El modelo es significativo ante el test de análisis de la variancia, a un nivel de $p < 0,001$ y el valor de R^2 ajustado es 0,1619. Los dos primeros ejes resultan significativos ante el análisis de la variancia, con un $p < 0,01$ (Eje 1: $p = 0,001$, Eje 2: $p = 0,002$).

Las variables más explicativas de la distribución de taxa son el OD, la DBO_5 , la CE, la profundidad, la velocidad de corriente, la proporción de cantos en el sedimento, la proporción de arena fina, la cantidad de materia orgánica y el caudal.

En la Figura II.6, se observa sobre el eje 1 al gradiente relacionado a las fracciones granulométricas preponderantes en el lecho y la velocidad de la corriente. Se puede distinguir hacia la derecha los sitios con mayor proporción de arenas medias y gruesas y altas velocidades de corriente (S3, S4, S5, S6, S7, S8) y a la izquierda los sitios S1 y S2, con mayor proporción tanto de materiales finos, limos y arcillas, como de grava y cantos en el lecho. Estos sitios presentan también velocidades de corriente menores, con áreas de remanso, y contenidos más elevados de MO y OD.

Sobre el eje 2 se observa un gradiente relacionado a la variabilidad temporal de los datos, fuertemente asociada a la calidad físico-química del agua. Se evidencia agrupamiento de los momentos de estiaje hacia el sector superior, con aumento de la temperatura y la CE. Mientras hacia el sector inferior se presentan los momentos de post-crecida con incremento de la DBO_5 , el caudal y la profundidad de la columna de agua. Se observa un solapamiento entre los muestreos 1 y 2, y una dispersión más alta en el muestreo 4 (Figura II.6).

En cuanto a la asociación de los taxa con las variables físico-químicas (Figura II.7), en sustratos con predominancia de materiales finos, gravas y cantos, y OD del agua más elevado, encontramos dominancia de Oligochaeta, con *Pristina americana*, *P. menoni*, *P. longidentata*, *P. jenkiniae*, *Chaetogaster diaphanus*, *Ch. distrophus*, *Slavina isochaeta*, *Stylaria fossularis*, *Dero obtusa*, *D. digitata*, *Stephensoniana trivandrana*, *Bothrioneurum americanus*, *Limnodrilus hoffmeisteri*. Otros taxa asociadas son Gastropoda, Caenidae, *Hydra* sp. e Hirudinea.

Asociados a la mayor proporción de gravas en el sustrato, y al incremento de la CE, el pH y la temperatura aparecen *Slavina apendiculata*, *Ablabesmya* sp., *Caladomya* sp., *Djalmabatista* sp., *Pelomus* sp., *Coleoptera* sp., *Tanytarsus* sp1, *Dicrotendipes* sp., y

Riethia sp. A los sustratos más arenosos y mayor velocidad de la corriente se asocian *Harnischia* sp1, *Cladotanytarsus* sp., *Polypedilum* sp., *Lopescladius* sp., Simuliidae, *Corbicula fluminea* y Leptohiphyidae.

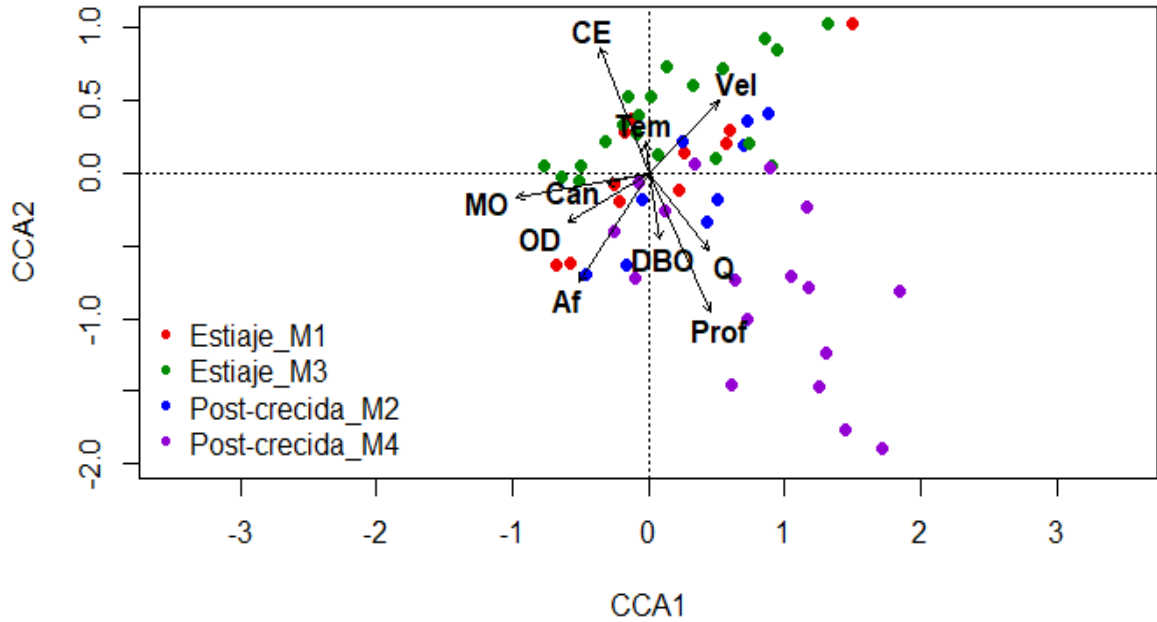


Figura II.6: Análisis de Correspondencias Canónicas de los sitios en relación a las variables ambientales y agrupamiento por campaña de muestreo.

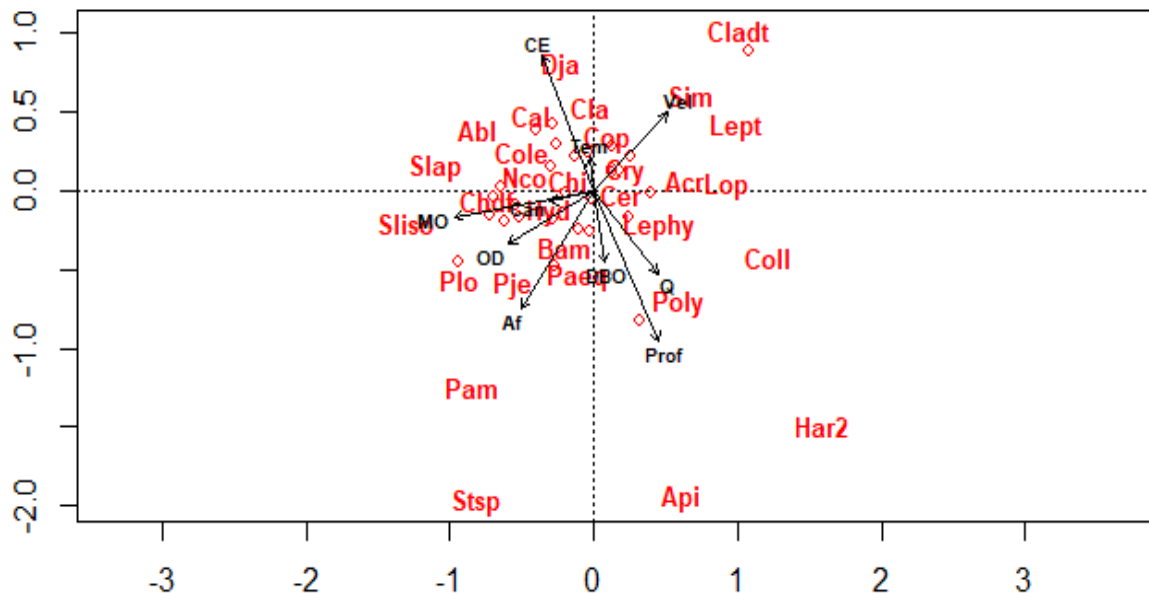


Figura II.7: Asociación de taxa con las variables ambientales resultante del Análisis de Correspondencias Canónicas. Se muestran los taxa más abundantes seleccionados mediante función orditorp del paquete Vegan. Los acrónimos de los taxa se pueden consultar en la Tabla II.1.

El PERMANOVA indicó que la variación en la estructura de los ensambles estuvo influenciada principalmente por el Sitio (p: 0,001), los caracteres morfológicos (p: 0,001), el tipo de uso de la tierra en las riberas (p: 0,002) y la alteración hidrológica (p: 0,001). Los periodos hidrológicos mostraron influencia sobre los factores analizados (Tabla II.5).

Tabla II.5: Resultado del análisis permutacional de la variancia (PERMANOVA). Se muestra el valor *p* obtenido para cada factor analizado, y para las interacciones entre los factores. El nivel de significancia se da de acuerdo al siguiente código: ‘***’ 0,001 ‘**’ 0,01 ‘*’ 0,05

Muestreo	Factor	F	Valor de p
Todos los muestreos	Sitio	2,4333	0,001***
	Punto	1,7147	0,037*
	Tipo Morfológico	2,2104	0,013*
	Característica Morfológica	3,2216	0,001***
	Uso de la ribera	2,3552	0,002**
	QBR	1,3308	0,152
	Actividad en el lecho	2,2851	0,019*
	Alteración hidrológica	3,9928	0,001***
	Momento hidrológico	5,2361	0,001***
	Sitio* Momento hidrológico	1,4497	0,019*
	Actividad en el lecho* Momento hidrológico	2,1967	0,020*
	Alteración hidrológica* Momento hidrológica	2,1135	0,032*

Particionamiento de la variancia entre las variables ambientales y espaciales

En el M1 las variables espaciales seleccionadas tanto para las distancias *overland* como *watercourse* fueron 3: PCNM1, PCNM2 y PCNM5. Las variables ambientales seleccionadas fueron DBO, caudal, pH, velocidad de corriente y materia orgánica en sedimentos. Para ambas distancias, el valor de variancia explicada por cada grupo de variables fue similar (Figura II. 8 y II.9).

En el M3 las variables espaciales seleccionadas para las distancias *overland* fueron 4: PCNM1, PCNM2, PCNM4 y PCNM7; mientras para las distancias *watercourse* fueron solamente los PCNM1, PCNM2 y PCNM4. Las variables ambientales seleccionadas fueron STS, MO, OD, pH y Q. En este muestreo los resultados del particionamiento de la variancia mostraron diferentes resultados según el tipo de distancia utilizado. Con las distancias *watercourse* las variables ambientales locales mostraron un valor explicativo mucho mayor y además significativo (Figura II. 8 y II.9).

En el M2 la única variable espacial seleccionada tanto para las distancias *overland* como *watercourse* fue el PCNM1 y la variable ambiental seleccionada fue la proporción de arena fina en sedimentos. El particionamiento de la variancia mostró exactamente los mismos valores con los dos tipos de distancias (Figura II. 8 y II.9).

En el M4 la única variable espacial seleccionada para las distancias *overland* fue el PCNM1, mientras en el análisis con las distancias *watercourse* se sumó el PCNM9. La variable ambiental seleccionada fue STS en el agua. Para las distancias *overland* el efecto conjunto del ambiente y el espacio fue el único que mostró explicación, mientras el modelo con las distancias *watercourse* el espacio también aportó a la explicación de la variancia (Figura II. 8 y II.9).

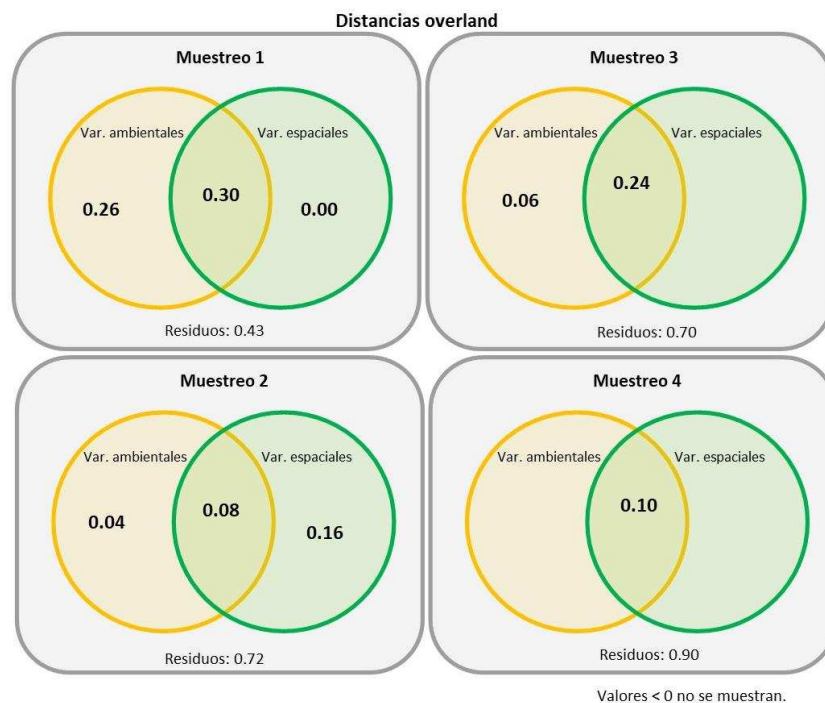


Figura II.8: Particionamiento de la variancia entre las variables ambientales y las variables espaciales obtenido a partir de las distancias *overland* para cada muestreo. Muestréos 1 y 3 corresponden a aguas bajas, 2 y 4 corresponden a post-crecida.

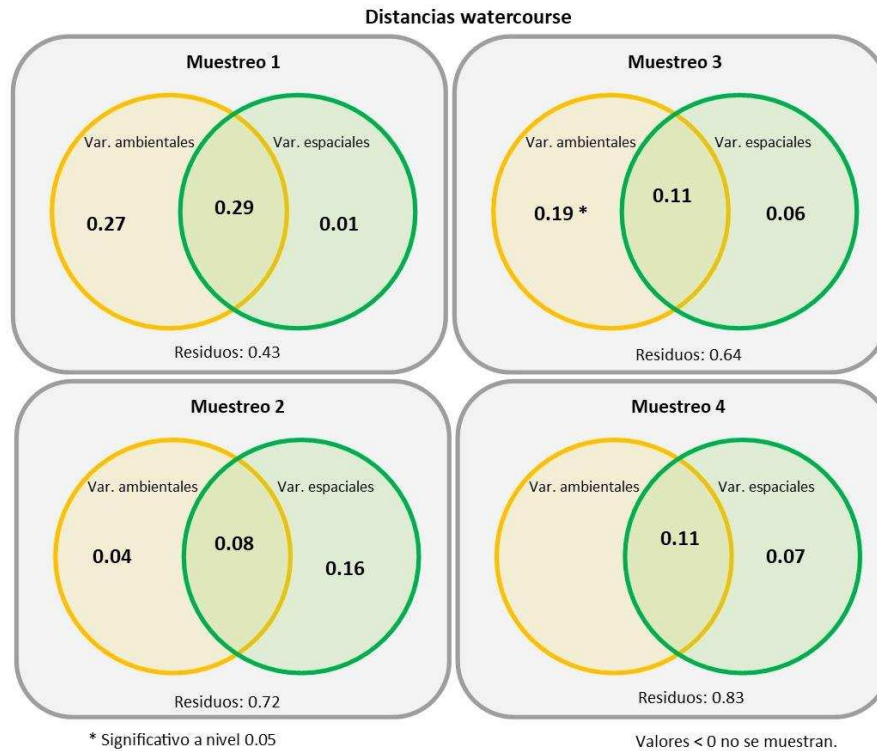


Figura II.9: *Particionamiento de la variancia entre el conjunto de variables ambientales y el conjunto de variables espaciales obtenido a partir de las distancias overland y watercourse para cada muestreo. Muestréos 1 y 3 corresponden a aguas bajas, 2 y 4 corresponden a post-crecida.*

DISCUSIÓN

El sistema fluvial mostró una elevada variabilidad espacial, con taxa característicos de determinados sitios y condiciones ambientales del hábitat, y una marcada variabilidad estacional.

Los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener fueron entre medios y bajos, ningún sitio alcanzó un valor 3 de diversidad, aunque esto puede relacionarse con el nivel taxonómico alcanzado en la identificación de los taxa, que no provee información a nivel de especies excepto para los oligoquetos. La densidad mostró una variabilidad muy marcada y altamente relacionada con el pulso hidrológico. Los sitios S1 y S5, los cuales se encuentran inmediatamente aguas debajo de la presa Río Hondo y del azud Los Quiroga respectivamente, mostraron valores de riqueza y diversidad elevados, aun cuando se esperarían valores bajos por el impacto de la regulación de caudales [166, 167]. Varios estudios realizados respecto de las respuestas ecológicas a la regulación de

caudales, las métricas de estructura de los ensambles de macroinvertebrados muestran respuestas inconsistentes, con incrementos o disminución de la riqueza y diversidad indistintamente [168]. Por otra parte, el S2 presenta los mayores valores de riqueza y diversidad, inclusive en momentos en que el pulso de crecida afecta negativamente a estas métricas en todo el sistema. Al respecto, la geomorfología del sistema fluvial en algunos sitios podría actuar como protectora de la calidad ecológica en un río afectado por regulación del régimen hidrológico favoreciendo la diversidad de hábitats y disminuyendo el efecto de la regulación de caudales [169]. En el S2 de este estudio las características geomorfológicas son particulares, mostrando una constricción del lecho con presencia de barrancas elevadas, y el afloramiento de arcillas terciarias que provocan un continuo de escalones-remanso que diferencia a esta localización del resto de los sitios de muestreo. La sucesión de escalones-remanso provee heterogeneidad de hábitats y favorece una elevada calidad ambiental, con incremento de la velocidad del agua, del oxígeno disuelto y la disponibilidad de materia orgánica, contribuyendo a mantener una alta diversidad en este sitio.

La dominancia de Chironomidae en el sistema era esperable, porque esta familia además de ser una de las más abundantes y diversas en los ecosistemas acuáticos a escala mundial, son reconocidas como dominantes en los ríos de la región Neotropical [158, 170]. Oligochaeta también fue un grupo dominante, especialmente en aquellos sitios con mayor acumulación de fracciones finas y MO en sedimentos. Chironomidae y Oligochaeta son grupos taxonómicos que por lo general muestran alta diversidad de géneros y especies [171].

En coincidencia con Swan y colaboradores (2014) y Cabecinha y colaboradores (2018) [172, 173], la composición taxonómica en el Río Dulce presentó una alta variabilidad en el gradiente longitudinal. Para la diversidad β se registró un elevado componente de reemplazo entre los sitios. De acuerdo con estudios tendientes a identificar cuáles son las principales variables que influyen sobre la diversidad β , se considera que la misma se incrementa significativamente con la heterogeneidad del hábitat en el sistema fluvial [174] por lo que se considera que el elevado reemplazo pudo estar asociado a características particulares de cada sitio de estudio.

El alto nivel de reemplazo obtenido en el índice de Jaccard sugiere también que los procesos de colonización se rigen principalmente por la capacidad de dispersión de las especies, en contraposición a otros trabajos que plantean que los macroinvertebrados

presentan una diversidad β más asociada a los procesos de colonización por conectividad espacial, con un mayor anidamiento [175].

Los cambios en la estructura de los ensamblajes bentónicos se explican por el gradiente dado por la granulometría de los sedimentos, el contenido de MO y la calidad del agua. Además, se registró una fuerte influencia de la variabilidad temporal en el agrupamiento de los sitios de muestreo. Las características del hábitat, principalmente el sustrato y las variables físico-químicas son las más explicativas de la estructura de los ensamblajes de macroinvertebrados [176–179]. Los sustratos más estables y con acumulación de MO favorecen la colonización de los oligoquetos, que registran alta densidad y diversidad en los sitios S1 y S2, los cuales se localizan donde las características morfológicas del río (presencia de islas en S1 y sucesión de rápidos someros y remansos en S2) favorecen la acumulación de materiales finos (arenas finas, limos y arcillas) y mayores valores de MO en sedimentos. Los Chironomidae mostraron preferencia por sustratos arenosos y mayor asociación en su distribución con las variables de calidad del agua, principalmente la conductividad y la temperatura más elevadas. Los quironómidos mostraron distribución asociada a gradientes de conductividad, temperatura y pH también en sistemas fluviales andinos [180]. En el sistema fluvial del Paraná, la granulometría de los sedimentos resulta ser un factor determinante de diferentes asociaciones de taxa pertenecientes a esta familia, de acuerdo con Pressinatte-Júnior y colaboradores (2016) [181], quienes encontraron que en ambientes fluviales del sistema del Paraná, en los ambientes lóticos tenían mayor riqueza y diversidad que en los ambientes leníticos debido a la heterogeneidad granulométrica del sedimento. De acuerdo con este estudio, los géneros *Djalmabatista*, *Polypedilum*, *Lopescladius* se asociaron a ambientes más arenosos y con mayores velocidades de la corriente; mientras que oportunistas como *Tanytarsus* a hábitats de formación reciente por la movilidad de los sedimentos ante la corriente. En estudios sobre ríos de Tanzania también encontraron que los ensamblajes de macroinvertebrados variaron significativamente en el gradiente longitudinal y que las variables más importantes en la estructura fueron el tipo de sustrato, el caudal, la temperatura, la conductividad y el pH [182]. Respecto a la influencia de la heterogeneidad espacial sobre la estructura de los ensamblajes fue confirmada con el análisis PERMANOVA. En coincidencia con estudios similares [183], sobre el gradiente longitudinal y basándonos en la identidad de los taxa en relación a las variables ambientales, se pueden diferenciar significativamente los sitios, así como sus diferentes características morfológicas. La heterogeneidad espacial es

acentuada por la alteración hidrológica y la influencia de distintos usos de la tierra y del sistema fluvial, lo cual coincide con numerosos estudios [124, 140]. Por otra parte, como es esperable para un sistema fluvial con marcada variabilidad interanual del régimen hidrológico [144, 184, 185], la estructura también registra la variabilidad temporal.

La importancia de las variables físico-químicas y del sustrato también se confirmó en el análisis de particionamiento de la variancia, donde se registró con mayor valor explicativo a las variables locales como la calidad del agua, y menor la estructura espacial. Diversos estudios sugieren que la importancia de la estructura espacial para los invertebrados aumenta con el grado de conectividad puesto que los taxa colonizan hábitats cercanos siendo menos selectivos respecto de sus características ambientales. En el presente estudio, es probable que las distancias entre los sitios disminuyan la posibilidad de colonización por efectos de deriva o conectividad, promoviendo un mayor control de las características del hábitat sobre la estructura de los ensambles [175, 186].

Los análisis realizados con las distancias *overland* y *watercourse* mostraron las mismas variables espaciales como explicativas de la estructura de los ensambles. La similitud entre ambos tipos de distancias para captar la estructura espacial en las comunidades acuáticas fue planteada por Landeiro y colaboradores (2011) [150]. Si bien se asume en muchos estudios ecológicos que las distancias *overland* y *watercourse* resultan útiles para captar la capacidad de dispersión diferenciada por vuelo o por deriva [153, 187, 188], las estructuras espaciales que se manifiestan como variables explicativas no evalúan en forma directa los modos de dispersión, sino que los vectores espaciales podrían estar mostrando la estructura dada por diversas variables e inclusive por variables no medidas en el estudio [150]. Considerando que en este estudio las variables espaciales seleccionadas coinciden para ambos tipos de distancias, pero las *watercourse* permiten obtener mejores niveles de explicación de la variancia aportando también cierto nivel de explicación a las variables puramente espaciales, es probable que en este sistema las distancias *watercourse* resulten más sensibles para explicar la estructura de los ensambles.

Se registró una importante variabilidad temporal en la contribución de las variables ambientales y espaciales. Se observaron diferentes valores de explicación entre los muestreos de aguas bajas y de post-crecida; pero también se observó un resultado muy diferente entre muestreos correspondientes al mismo momento hidrológico pero de

diferentes años, en coincidencia con los estudios de Tonkin y colaboradores [189]. Es posible que el efecto de homogeneización provocado por el pulso de crecida permita una mayor manifestación del gradiente espacial, mientras durante los períodos de aguas bajas las variables ambientales locales y las interacciones biológicas adquieren más fuerza sobre la estructura de los ensambles.

CONCLUSIONES

El sistema fluvial presentó capacidad de sostener ensambles de macroinvertebrados bentónicos con densidades muy elevadas de ind.m⁻².

Los grupos taxonómicos dominantes en el sistema fluvial fueron los quironómidos y oligoquetos.

La diversidad β entre los sitios se relacionó principalmente al componente de reemplazo de los taxa.

Las variables más explicativas de la distribución de taxa fueron el OD, la DBO₅, la CE, la profundidad, la velocidad de corriente, granulometría de los sedimentos, la cantidad de materia orgánica y el caudal.

Se observó una importante variabilidad temporal de la estructura de los ensambles, relacionada al pulso de crecida estacional pero también a los diferentes años de muestreo.

Se detectó una importante influencia de la alteración hidrológica, dada por la sustracción de caudales hacia el sistema de riego, sobre la estructura de los ensambles.

Las variables locales del hábitat son más explicativas para la estructura de los ensambles que las variables espaciales.

**CAPÍTULO III: EFECTO DEL PULSO DE CRECIDA
SOBRE LA ESTRUCTURA DE LOS ENSAMBLES
BENTÓNICOS**

INTRODUCCIÓN

Las importantes crecidas propias de los regímenes de pulso no representarían un disturbio según Resh y colaboradores (1988) [190], pues las comunidades biológicas han evolucionado bajo su influencia y por tanto están adaptadas para resistirlo. Los mismos autores plantean, al respecto, que la capacidad de respuesta biológica dependerá en gran medida de la magnitud y frecuencia que los eventos presenten, dando espacio para evaluar si de acuerdo a estos atributos, podremos aplicar o no el concepto de disturbio a un pulso de crecida.

Más allá de las diferencias conceptuales que se puedan revisar, es ampliamente reconocido en el ámbito de la ecología de sistemas fluviales que el régimen hidrológico es un factor determinante del hábitat físico y en tanto de la composición biótica; y también que las especies han desarrollado distintas estrategias de respuesta al mismo [167].

Los estudios desarrollados alrededor de las comunidades fluviales deben contemplar la variabilidad temporal como un factor intrínsecamente relacionado con las características estructurales y funcionales halladas. Esta variabilidad temporal tiene tanta implicancia para el desarrollo de herramientas de biomonitoreo como la variabilidad espacial [191].

La cuenca Salí-Dulce en el Noroeste Argentino registra su pulso de crecida en los meses de verano, a partir del aporte de precipitaciones y deshielo de los cordones montañosos donde se origina. El efecto del régimen hidrológico natural sobre los ensambles de macroinvertebrados bentónicos ha sido analizado para la zona de la cuenca alta, con principal foco en el río Lules [45, 136, 184], uno de los principales afluentes de la cuenca.

El Río Dulce, desde el año 1963 es regulado por el Embalse de Río Hondo ubicado sobre el límite entre Tucumán y Santiago del Estero, en el cual desembocan la totalidad de los ríos pertenecientes a la cuenca superior Salí-Dulce. Aunque este embalse de gran magnitud tiene como objetivo el almacenamiento de agua para riego y el control de las inundaciones aguas abajo, la capacidad de la presa es generalmente superada por el aporte, de manera que el Río Dulce mantiene su régimen de pulso con crecidas importantes en los meses de verano (Diciembre a Marzo) y una marcada estabilidad durante el resto del año. De acuerdo con estudios recientes sobre el sistema fluvial, la alteración sobre el régimen natural de caudales por la regulación en la presa de Río

Hondo es moderada, con índice de alteración baja durante los años húmedos y medios, y con una alteración elevada en los años secos [99].

Conocer cómo responden los ensamblajes bentónicos al régimen hidrológico en el Río Dulce resulta necesario para plantear herramientas de evaluación de calidad ambiental.

OBJETIVOS

- Determinar el efecto de la crecida sobre la densidad y diversidad de los ensamblajes de macroinvertebrados bentónicos en el Río Dulce.
- Evaluar si existen diferencias en la estructura de los ensamblajes bentónicos en respuesta al efecto de disturbio del régimen hidrológico.

METODOLOGÍA

La metodología seguida para los muestreos biológicos fue detallada en el Capítulo II. Además de los datos biológicos ya descritos, para el presente capítulo se analizaron los caudales medios anuales de los 10 períodos anteriores a las fechas de realización del presente estudio. Esto se realizó con el objetivo de evaluar el comportamiento hidrológico del sistema fluvial con anterioridad al primer muestreo. Por otra parte, se analizó el hidrograma anual en base a los caudales medios mensuales de descarga del embalse Río Hondo para el período completo de funcionamiento de la presa (1967/2016) y sobre éste, los caudales medios mensuales correspondientes a los períodos hidrológicos en los que se realizó el presente estudio. Esto se realizó con el objetivo de comparar la magnitud de las crecidas y evaluar la posibilidad de generalizar la respuesta biológica al comportamiento del sistema en otros períodos.

Se compararon los grupos taxonómicos registrados en cada muestreo, a fin de evaluar la persistencia de estos grupos con posterioridad al disturbio.

Con los datos de riqueza de grupos taxonómicos, riqueza de taxa, abundancia y los índices de Shannon y de equitatividad se realizaron pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis) previa prueba de normalidad para el Análisis de la Variancia, con el software InfoStat 2016 [112] a fin de identificar diferencias entre los muestreos (M1, M2, M3 y

M4). Con los datos de densidad de los taxa identificados por sitio se realizaron test de SIMPER en software Past v3 [113] a fin de conocer cuáles contribuyeron a la disimilitud entre períodos hidrológicos y entre muestreos del mismo momento hidrológico.

Se evaluó la variación de la estructura de los ensamblajes bentónicos en los diferentes muestreos, en base a tres análisis (explicados más abajo), los cuales se realizaron con paquete *vegan* [159] en software R [160]. Se utilizó la matriz de datos con el total de sitios y puntos de muestreo. Se seleccionaron los taxa que presentaron al menos en una oportunidad densidad igual o mayor a 100 ind.m⁻². Para disminuir el efecto de la excesiva cantidad de ceros propia de los ensamblajes de macroinvertebrados bentónicos, se aplicó la transformación $\log_{10}(x+1)$ mediante función *decostand* y posteriormente se computó la matriz de disimilaridades con una modificación de la distancia de Gower de acuerdo con lo propuesto por Anderson y colaboradores (2006) [149], la cual se computa con la función *vegdist* en *vegan*, implementando el método “altGower”. De acuerdo con los citados autores, esta medida de distancia tiene la ventaja de interpretar el cambio en el orden de magnitud de las especies entre las unidades muestrales. Por ello, se consideró en este estudio que reflejaría adecuadamente la disimilaridad debida a los efectos de las crecidas sobre la densidad de los ensamblajes bentónicos.

Con la matriz de disimilaridades obtenida, se aplicó un escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS), mediante función *metaMDS*, lo que permitió analizar visualmente si los patrones de distribución se diferenciaban en base a los momentos de muestreo y a los períodos hidrológicos. Posteriormente, se evaluó la dispersión de los datos de cada muestreo mediante el método de distancia al centroide, como lo sugiere [192], respetando el espacio de la matriz de disimilaridad elegida (Gower modificada). Finalmente, se testeó la diferencia de la estructura de los ensamblajes con análisis PERMANOVA, para cada uno de los factores de diferenciación considerados (Muestreos: M1, M2, M3, M4; Momentos hidrológicos: Estiaje y Post-crecida; Sitios: S1 a S8 considerando los datos de cada muestreo por separado). Los PERMANOVAs fueron computados aplicando la función *adonis*, utilizando la matriz de disimilaridades de Gower modificada, analizando cada factor por separado y con 999 permutaciones.

RESULTADOS

De acuerdo al cálculo de caudales medios anuales en los períodos anteriores a las fechas de muestreo del presente estudio, se puede observar que el sistema registró tres períodos hidrológicos consecutivos de caudales medios anuales muy bajos, 2012: $91 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, 2013: $58 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ y 2014: $89 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, mientras el caudal medio del sistema fluvial se calcula en $135 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (Figura III. 1).

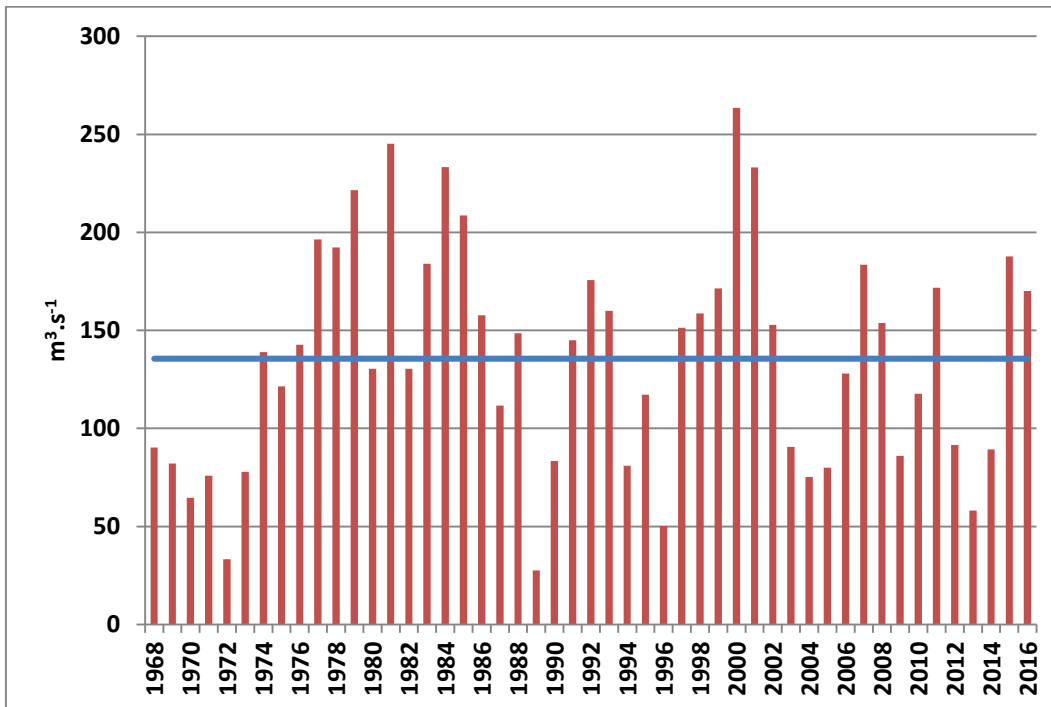


Figura III. 1: Caudales medios anuales de descarga en el Embalse Río Hondo para los años 1968 a 2016. La línea azul señala la descarga media de todo el período.

Por otra parte, el análisis de los caudales mostró que en los períodos hidrológicos en los que se realizó el estudio ocurrieron crecidas de gran magnitud que podrían considerarse extraordinarias, respecto de la curva de caudales medios obtenida para el hidrograma normal del sistema fluvial (Figura III. 2).

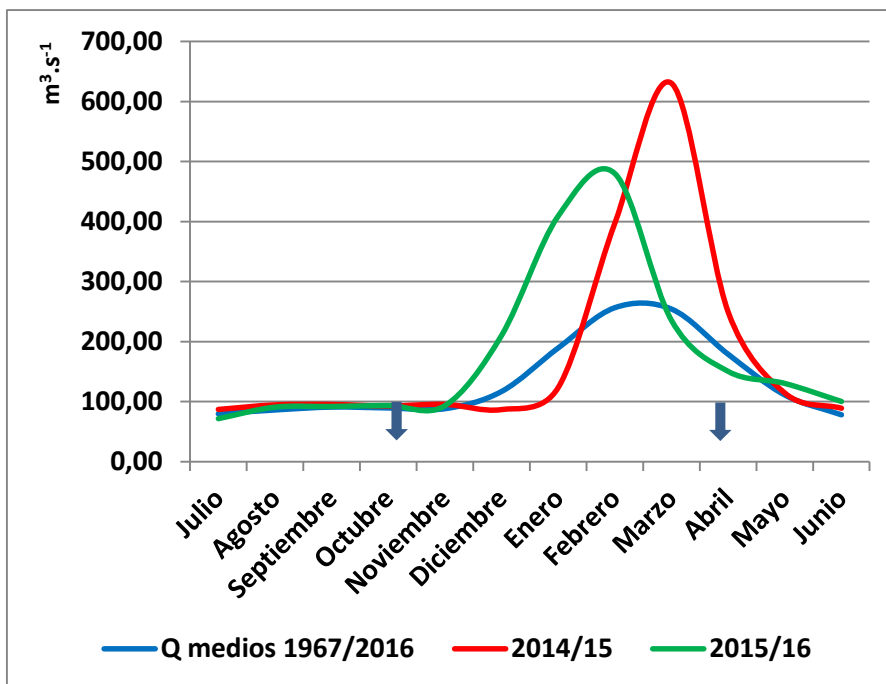


Figura III. 2: Comparación de hidrograma medio del Río Dulce para el período 1968/2016 y los caudales medios mensuales de los períodos de la realización del presente estudio. Las flechas indican momentos de muestreo, en octubre de estiaje y en abril de post-crecida. Descargas expresadas en $m^3.s^{-1}$. Caudales medios mensuales calculados sobre los caudales medios diarios de cada mes.

Los grupos taxonómicos mostraron permanencia entre los diferentes momentos hidrológicos y también entre los diferentes muestreos, pero se observaron diferencias en sus proporciones de abundancia. Del total de 18 grupos registrados, en el M1 se registró la menor cantidad (14 grupos), mientras en el M4 se encontraron los 18 grupos identificados (Tabla III. 1). En momentos de aguas bajas fueron dominantes los Chironomidae, mientras que en los momentos de post-crecida estos disminuyeron su abundancia, encontrándose un incremento de la presencia de los Oligochaeta (M2) y Turbellaria (M4) (Figura III. 3).

Tabla III. 1: Registro de grupos taxonómicos por cada muestreo realizado. Se indica el momento hidrológico.

Grupo taxonómico	Muestras			
	1 Estiaje	2 Post-crecida	3 Estiaje	4 Post-crecida
Hydrozoa	X	X	X	X
Turbellaria	X	X	X	X
Nematoda	X	X	X	X
Hirudinea	X	X	X	X
Polychaeta				X
Oligochaeta	X	X	X	X
Odonata		X	X	X
Ephemeroptera	X	X	X	X
Trichoptera		X	X	X
Chironomidae	X	X	X	X
Otros Diptera	X	X	X	X
Coleoptera	X	X	X	X
Collembola		X		X
Psocoptera	X	X		X
Hydrachnidia	X		X	X
Crustacea	X	X	X	X
Gastropoda	X	X	X	X
Bivalvia	X	X	X	X
GT Registrados	14	16	15	18

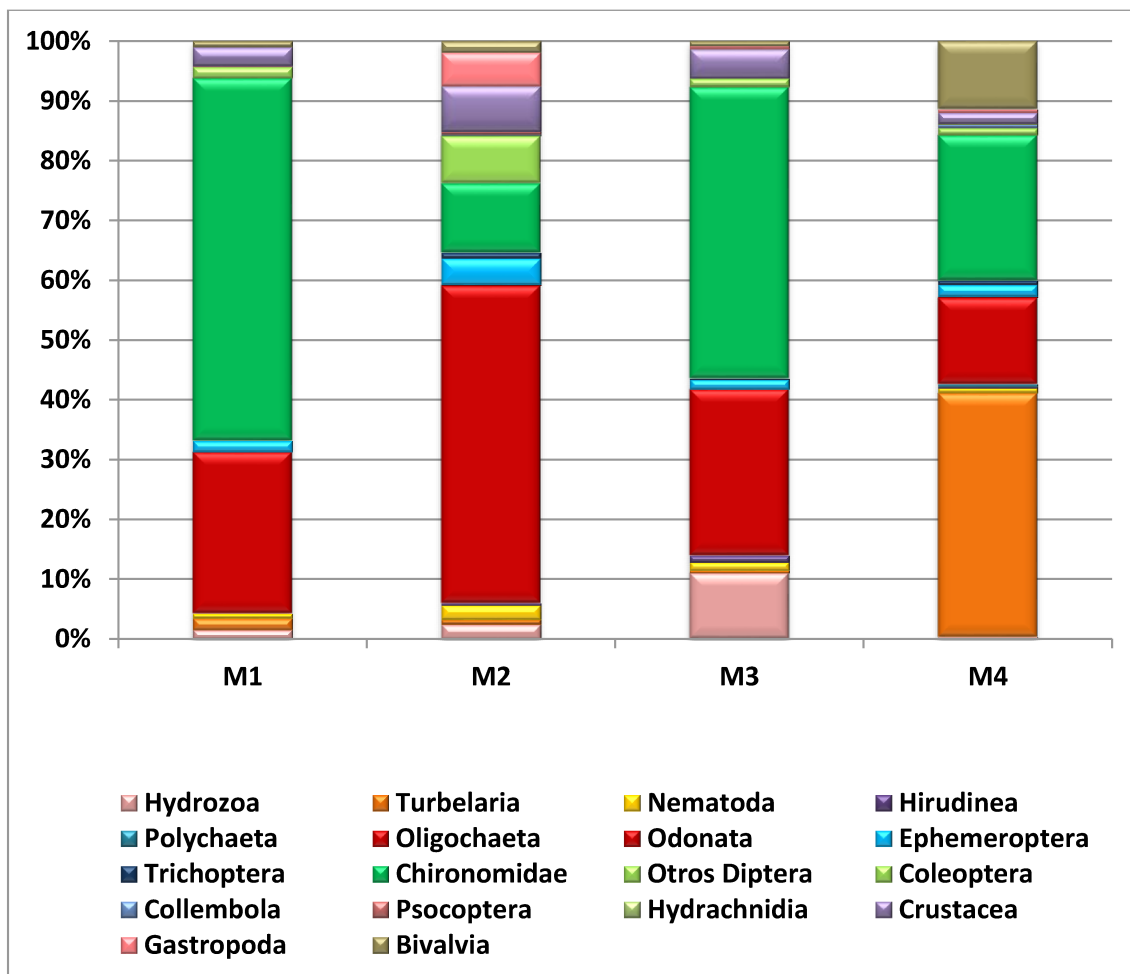


Figura III. 3: Densidades relativas de los grupos taxonómicos en los diferentes muestreos.

Se observó una fuerte disminución de la densidad en los muestreos durante la post-crecida (Figura III. 4 A). La densidad promedio de organismos por sitio osciló entre 0 y 50096 ind.m⁻² en el M1; 84 a 2576 ind.m⁻² en el M2, 1456 a 73448 ind.m⁻² en el M3 y 331 a 9588 ind.m⁻² en el M4. Esta métrica es la única que muestra diferencias significativas entre muestreos ante la prueba de Kruskal-Wallis (p: 0,0058).

Respecto a los taxa identificados al mayor nivel taxonómico posible, la riqueza disminuyó marcadamente en el M2 (Figura III. 4 B), el cual presenta también la menor densidad de organismos. Sin embargo, la prueba de Kruskal-Wallis no mostró diferencias significativas para la riqueza de taxa, para el índice de diversidad de Shannon (Figura III. 4 C) ni para la equitatividad (Figura III. 4 D) entre los diferentes muestreos.

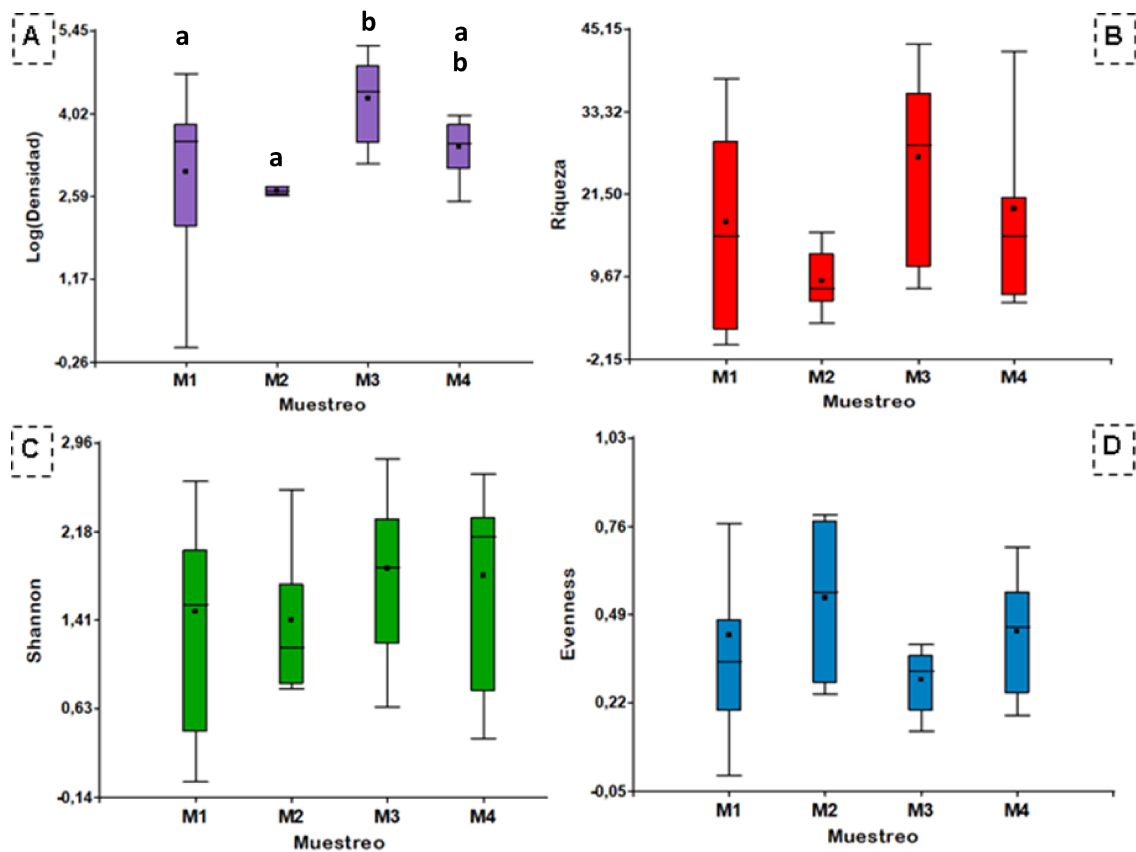


Figura III. 4: Gráficos de cajas comparando la densidad (A), riqueza de taxa identificados (B), índice de Shannon (C) y Equitatividad (D) para los diferentes muestreos realizados (M1: estiaje; M2: post-crecida; M3: estiaje; M4: post-crecida). La densidad se presenta en escala logarítmica como $\log(x+1)$. Las letras (a,b) indican el resultado del test de comparaciones de a pares posterior a la prueba de Kruskal-Wallis, medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). Puntos dentro de las cajas indican las medias muestrales.

El test de SIMPER entre períodos hidrológicos (Tabla III. 2) dio como resultado una disimilitud total de 94,72 %; siendo los taxa que más contribuyeron a la disimilitud (53,89 % acumulado) *Lopescladius* sp., *Limnodrilus hoffmeisteri*, Turbellaria, *Polypedilum* sp., *Chironomus* sp., *Pelomus* sp. y *Dicrotendipes* sp. Prácticamente son estos mismos taxa los que explican la disimilitud del 53,22 % acumulado entre muestreos de estiaje, M1 y M3, con excepción de Turbellaria (Tabla III. 3). El mismo test para los dos muestreos de post-crecida, M2 y M4, indicó que con sólo 4 de estos taxa, Turbellaria, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Lopescladius* sp. y *Polypedilum* sp. ya se alcanzó el 51,8 % de disimilitud acumulada (Tabla III. 4).

Tabla III. 2: Resultados del test de SIMPER entre los momentos hidrológicos evaluados, estiaje y post-crecida

Taxa	Contrib. %	Acumulada %
<i>Lopescladius sp.</i>	13,73	13,73
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	9,397	23,12
Turbellaria	7,336	30,46
<i>Polypedilum sp.</i>	6,823	37,28
<i>Chironomus sp.</i>	6,438	43,72
<i>Pelomus sp.</i>	5,281	49
<i>Dicrotendipes sp.</i>	4,89	53,89

Tabla III. 3: Resultados del test de SIMPER entre los muestreos de estiaje, M1 y M3

Taxa	Contrib. %	Acumulada %
<i>Lopescladius sp.</i>	15,1	15,1
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	8,627	23,73
<i>Chironomus sp.</i>	8,088	31,82
<i>Polypedilum sp.</i>	7,3	39,12
<i>Dicrotendipes sp.</i>	7,157	46,28
<i>Pelomus sp.</i>	6,94	53,22

Tabla III. 4: Resultados del test de SIMPER entre los muestreos de post-crecida, M2 y M4

Taxa	Contrib. %	Acumulada %
Turbellaria	23,05	23,05
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	12,67	35,72
<i>Lopescladius sp.</i>	8,572	44,29
<i>Polypedilum sp.</i>	7,512	51,8

El NMDS (R^2 ajustado: 0,87; estrés: 0,18) diferencia sobre el Eje 1 los muestreos de estiaje M1 y M3 (sector negativo) de los muestreos de post-crecida M2 y M4 (sector positivo), aunque con solapamiento (Figura III. 5). El M3 muestra la mayor dispersión de los datos. La comparación de dispersión entre los muestreos realizada con

PERMDISP (Figura III. 6) mostró que se diferencian significativamente (test ANOVA $p \ll 0,001$). En cuanto a los procesos que determinan la diferencia de estructura del ensamble, de acuerdo con el índice de Jaccard el proceso principal es el reemplazo (0,57 entre muestreos y 0,41 entre momentos hidrológicos) en lugar que el anidamiento (0,13 tanto entre muestreos como entre momentos hidrológicos), con disimilitud total entre muestreos de 0,70 y entre momentos hidrológicos de 0,54.

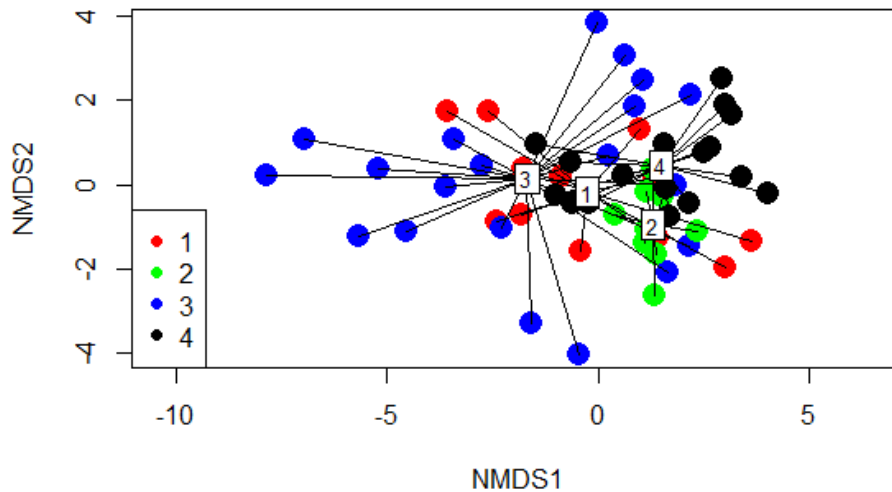


Figura III. 5: NMDS (R^2 ajustado: 0,87; estrés: 0,18) diferenciando los muestreos realizados, los cuales corresponden a diferentes momentos hidrológicos. M1 (rojo) y M3 (azul): aguas bajas; M2 (verde) y M4 (negro): post-crecida.

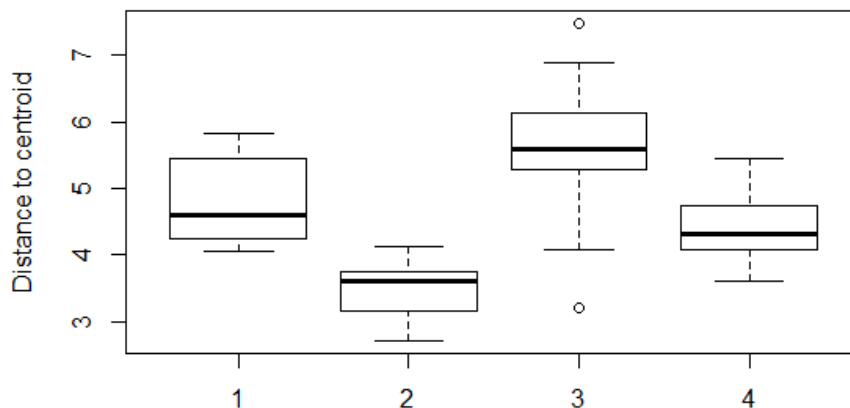


Figura III. 6: Análisis de dispersión (PERMDISP) entre los muestreos realizados (1 a 4). Distancias según Gower modificada por Anderson et al. (2006).

El análisis de varianza de la estructura mediante PERMANOVA indicó diferencias significativas entre los muestreos, entre los momentos hidrológicos, y entre los sitios

para los momentos de estiaje, pero no así para los momentos de post-crecida (Tabla III. 5).

Tabla III. 5: Resultado del análisis PERMANOVA. M1, M2, M3 y M4 indican el muestreo correspondiente a cada test de diferencia entre los sitios.

Factor de análisis	F	R²	p
Muestreos	3,004	0,14302	0,001***
Momentos hidrológicos	5,1066	0,08357	0,001***
Sitios M1	2,2573	0,73037	0,001***
Sitios M2	1,3682	0,8041	0,147
Sitios M3	2,2383	0,56629	0,001***
Sitios M4	1,2242	0,48775	0,143

DISCUSIÓN

El régimen hidrológico, ya reconocido como un factor clave en el funcionamiento de los sistemas fluviales [167, 190], demostró una fuerte influencia sobre la estructura de los ensambles bentónicos en el Río Dulce.

Los cambios en la densidad, riqueza taxonómica, diversidad y equitatividad registrados en función del régimen hidrológico fueron coincidentes con las tendencias ampliamente documentadas en estudios similares [59, 126, 140, 193–195].

La disminución de la densidad de organismos tiene como causa principal la movilización y arrastre de los sedimentos a merced de altas velocidades de la corriente, provocando deriva y mortalidad de los organismos bentónicos. Aunque no se encontraron diferencias significativas para la riqueza taxonómica, la diversidad o la equitatividad, estas métricas también se diferenciaron entre los muestreos respondiendo a la magnitud de los cambios en el caudal, con una respuesta más marcada a la crecida de mayor magnitud que fue la del muestreo 2, en abril de 2015. La riqueza taxonómica y la diversidad disminuyeron por las crecidas debido a la pérdida de organismos, y la disminución de la abundancia resulta en un incremento de la equitatividad, en coincidencia con lo reportado por Mesa para el río Lules, y por Gualdoni para ríos de la provincia de Córdoba [59, 140].

Los grupos taxonómicos a mayor nivel mostraron persistencia entre los muestreos, aunque con cambios en la abundancia correspondiente a cada grupo. Por otra parte, la estructura de los ensambles evaluados a niveles taxonómicos más bajos (principalmente géneros de Chironomidae y especies de Oligochaeta) mostró diferencias significativas. El alto nivel de reemplazo y la diferenciación de la estructura a escala temporal podría ser un patrón común para los sistemas fluviales con marcada variabilidad estacional y altamente predecibles, como son también los ríos mediterráneos [189].

Esto lleva a preguntarse cuáles son las fuentes de recolonización de los hábitats, ya que es evidente que los ensambles de macroinvertebrados bentónicos recuperaron e inclusive incrementaron sus valores de abundancia y diversidad con posterioridad al disturbio.

Se esperaría que la recolonización se efectivice desde los hábitats que pudieron actuar como refugio [45, 59, 140, 196]; sin embargo, en este estudio el alto nivel de reemplazo de especies encontrado indicaría que los procesos de colonización responden primariamente a procesos de dispersión.

Mesa (2010, 2012) así como Reynaga y Santos (2012) plantean que la recolonización podría tener como fuente la deriva desde los afluentes que actúan como reserva de las poblaciones o inclusive que algunos taxa tienen capacidad de moverse rápidamente a fin de ponerse a resguardo de la crecida [45, 140, 193]. Sin embargo, en este caso el río se encuentra desconectado longitudinalmente de sus afluentes por la presencia del embalse de Río Hondo. Aun asumiendo la capacidad de los taxa para sortear este obstáculo, la fauna bentónica en la zona de influencia responde a gradientes de diferenciación ecorregional entre Yungas y Chaco Semiárido [197]. Esto disminuiría el efecto de reserva de los ríos de la cuenca alta, que pertenecen a la región de las Yungas y son ríos de montaña, mientras el Río Dulce pertenece a la región chaqueña, y es un río arenoso, de llanura, con escasa pendiente.

En el Río Dulce prevalecen los quironómidos y oligoquetos. Estos taxa podrían estar, en los parches de hábitat que ocupan, más protegidos del estrés provocado por la velocidad de la corriente y la movilización de sedimentos [60], y quizás se relaciona a esto el hecho de registrar una mayor abundancia de oligoquetos con posterioridad a la crecida en abril de 2015. Sin embargo, inclusive para este grupo taxonómico de muy baja movilidad se observó un importante recambio a nivel de géneros en el siguiente muestreo de aguas bajas (M3) por lo que se infiere que los refugios de microhábitats para evitar la deriva no fue tan efectiva. Otra opción a considerar sería que las especies

podieran manifestar estrategias de resistencia o colonizar nuevamente los espacios desde la zona hiporreica [198, 199], lo que tal vez podría explicar la abundancia de turbelarios o la aparición de oligoquetos no registrados con anterioridad en los mismos hábitats, como es el caso de *Haplotaxis* sp. en el muestreo de post-crecida de abril de 2016.

Por otra parte, aunque los quironómidos en el bentos se hallan más expuestos a disminuir sus poblaciones por la crecida, se podría esperar recolonización a partir de los procesos de dispersión a través del vuelo de los adultos y su oviposición. Las crecidas se dan en los meses de verano y por tanto el ciclo de vida de las especies podría estar adaptado a recolonizar rápidamente los hábitats antes de la disminución de las temperaturas por la estación invernal. Precisamente las especies adaptadas a los regímenes estacionales con fuertes crecidas del caudal muestran cuerpos más pequeños, hábitos generalistas, alta movilidad de los adultos a menudo con capacidad de vuelo lo que les permite la dispersión aérea, y ciclos de vida rápidos con reproducción continua. En estudios realizados sobre ríos con un régimen estacional similar, se reporta que un elevado nivel de reemplazo entre los ensambles se relacionaría principalmente con la capacidad de dispersión mediante el vuelo de los taxa registrados [200].

Los sitios mostraron diferencias en la estructura de los ensambles en momentos de aguas bajas, y no así en momentos de post-crecida, lo que ha sido reportado en trabajos similares [191]. Los patrones de variabilidad espacial, relacionados a las características del hábitat (sustrato, calidad del agua, profundidad, velocidad de la corriente, productividad primaria) que diferencian los sitios sobre el gradiente longitudinal [194] tienen mayor representación en la estación seca cuando los caudales son más estables [143], en contraposición a la homogeneización que se produce entre los hábitats ante los eventos de crecida [201, 202].

Al testear la variabilidad en la estructura de los ensambles se puso énfasis en una medida de distancia que no solamente considerara las abundancias sino también la proporción en que los taxa se encuentran presentes (Anderson 2006) [149]. La obtención de menor dispersión de los datos correspondientes a los muestreos de post-crecida pone en evidencia la menor variabilidad en la estructura de los ensambles entre los sitios en este momento hidrológico. Por otra parte, en momentos de post-crecida los sitios pierden la capacidad de actuar como factores de diferenciación de los ensambles. Estos efectos estarían relacionados a la disminución de la densidad y riqueza taxonómica y a la pérdida de heterogeneidad espacial. Tal como se analizó en el

Capítulo II, las variables ambientales locales tienen una fuerte influencia sobre la estructura de los ensambles, y la homogeneización del sistema fluvial provocada por la crecida se refleja en los datos obtenidos en los muestreos post-crecida.

CONCLUSIONES

Se concluye que el régimen hidrológico influye muy significativamente sobre la estructura de los ensambles, razón por la cual debe ser considerado en relación al desarrollo de herramientas de biomonitoreo del sistema fluvial.

Teniendo en cuenta que los patrones de heterogeneidad espacial se diluyen por efecto de las importantes crecidas, la estructura más estable de los ensambles bentónicos se daría en períodos de aguas bajas. Por lo tanto, se sugiere estos períodos, para el caso de que se tuviera que seleccionar momentos más adecuados de monitoreo.

En cuanto a los procesos de recuperación de los ensambles con posterioridad al evento, no fueron dilucidados en este estudio y se necesitaría realizar otro diseño de muestreo para tal fin.

CAPÍTULO IV: EFECTO DE LA SUSTRACCIÓN DE CAUDAL SOBRE LOS ENSAMBLES BENTÓNICOS

INTRODUCCIÓN

Los sistemas fluviales dependen de su régimen hídrico para el mantenimiento de su integridad ecológica. Por tanto, la regulación del caudal en su magnitud, frecuencia, duración y regularidad de pulsos constituyen componentes críticos para las características físico-químicas, la morfología del cauce, y la diversidad de hábitats, influyendo en la distribución y abundancia de los ensambles biológicos y en los procesos ecosistémicos [167, 203, 204]. Entre las formas de alteración hidrológica, la construcción de presas es uno de los principales factores de disrupción de la conectividad longitudinal (Concepto de discontinuidad serial de Ward y Stanford (1983) [166]) y lateral [205]. Cambia los patrones de sedimentación, la profundidad, la velocidad de la corriente, la composición del sustrato, la temperatura, la calidad del agua, la dinámica de nutrientes entre otros factores físicos y químicos y funcionales como los patrones de ingreso y descomposición de materia orgánica y la productividad [166, 206, 207].

Las presas construidas alrededor del mundo difieren marcadamente en sus características y manejos, pero principalmente se las clasifica por su tamaño. Las grandes presas, definidas por la Comisión Internacional de Grandes Presas (ICOLD) como aquéllas que superan los 15 metros de altura o que contienen un volumen de embalse de más de 3 millones de m³ [208], han sido ampliamente estudiadas en sus efectos sobre los ríos. Por lo general, este tipo de presas además del almacenamiento de agua tienen como fin generar energía eléctrica mediante turbinas. Por ello, su alteración del régimen hidrológico se da fundamentalmente en relación a la descarga de caudales elevados en pulsos de corta duración y elevada frecuencia [209].

Las presas pequeñas, en cambio, engloban una gran variedad de infraestructuras, entre las que podemos reconocer los azudes o presas tipo “*run-of-river*” y los diques de baja altura o tajamares [208]. Son mayoritariamente utilizadas para elevar los niveles de agua, y disminuir su velocidad de corriente, facilitando la extracción hacia sistemas de riego y usos industriales que demandan grandes cantidades del recurso. Ante este objetivo el efecto principal es una disminución del caudal aguas abajo, lo que se suma como estresor sobre el sistema fluvial afectado [209]. La sustracción de caudales impacta profundamente sobre la zona superficial del lecho pero también a las áreas hiporreicas y de recarga de los acuíferos [210, 211], incrementa la duración de los caudales bajos provocando un período más extenso de estiaje y en casos extremos puede

convertir en temporarios a ríos y arroyos de régimen perenne, afectando las capacidades de resistencia y resiliencia de las comunidades no adaptadas a este régimen [212, 213].

Aunque los cambios en las condiciones físico-químicas de los sistemas fluviales bajo presión de sustracción de caudales no muestran predictibilidad, ya que se observa alta dependencia de las características locales así como de la magnitud de la sustracción, está claro que siempre provocan efectos sobre la calidad del agua y que reconfiguran las características del hábitat [214, 215]. Los efectos más comunes son la reducción del volumen total de agua, de la profundidad y del área húmeda, con pérdida y/o aislamiento de los hábitats tanto bentónicos como hiporreicos; y la alteración de las características físico-químicas y de la dinámica de nutrientes. Estos cambios tienen efectos sobre la biota acuática, reconfigurando los ensambles biológicos según la capacidad resiliente de sus organismos [190, 216]. Es esperable la reducción de la abundancia y diversidad de invertebrados aguas abajo de la sustracción de caudal, aunque muchos estudios documentan que las respuestas biológicas de los ensambles bentónicos se relacionan más con el cambio en la estructura y composición taxonómica [213, 217, 218].

Dadas las perspectivas globales de intensificación del manejo extractivo y de construcción de represas sobre los sistemas fluviales, sumado a los efectos del cambio climático, es necesario incrementar el estudio de las respuestas ecológicas al manejo de caudales. La comprensión de este fenómeno y de sus consecuencias para el mantenimiento de las funciones ecosistémicas y de los servicios asociados, resulta una oportunidad para generar conocimientos apropiados al manejo de los recursos hídricos y la gestión de los sistemas fluviales [209, 218–220].

En el Río Dulce, la sustracción de agua hacia el sistema de riego podría representar un factor de perturbación importante. La respuesta en la comunidad biológica es factible de ser medida en el marco de estudios de biomonitoreo, y con fines de plantear mejores estrategias de manejo del recurso hídrico.

OBJETIVOS

- Determinar el efecto de la sustracción de caudal sobre la estructura y distribución de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos.

METODOLOGÍA

Área de estudio

La presa de derivación hacia el sistema de riego del territorio de la provincia de Santiago del Estero se ubica en la localidad de Los Quiroga, a unos 60 km aproximadamente del Embalse Río Hondo, distancia medida sobre el eje longitudinal del Río Dulce. Constituye una presa de baja altura (7 m) de tipo azud, que actúa elevando el nivel del agua circulante para derivar parte del caudal hacia el sistema de riego. El excedente escurre por sobre el azud hacia el lecho del río aguas abajo.

De los 8 sitios de muestreo localizados sobre el eje longitudinal del Río Dulce, quedaron establecidos 4 aguas arriba de la presa de Los Quiroga (S1, S2, S3 y S4), y 4 aguas abajo de la misma (S5, S6, S7 y S8) (Figura IV.1).

Análisis de datos

Para este estudio se analizaron los datos correspondientes a los muestreos de aguas bajas de dos ciclos hidrológicos consecutivos, realizados a principios de octubre de 2014 (M1), y a principios de octubre de 2015 (M3). Se seleccionaron estos muestreos para el análisis debido a que el pulso de crecida estacional demostró un fuerte efecto sobre los ensambles bentónicos, con decrecimiento de la densidad de organismos y de la riqueza, homogeneización de las variables físico-químicas a lo largo del gradiente longitudinal y pérdida de la diferenciación en la estructura y distribución de los ensambles entre los sitios (Capítulo III). Cada muestreo se analizó a su vez por separado, debido a que quedó demostrado, también, que la estructura de los ensambles se diferencia entre los ciclos hidrológicos, debido a una importante reconfiguración y elevados niveles de reemplazo taxonómico con posterioridad a los pulsos de crecida (Capítulo III).

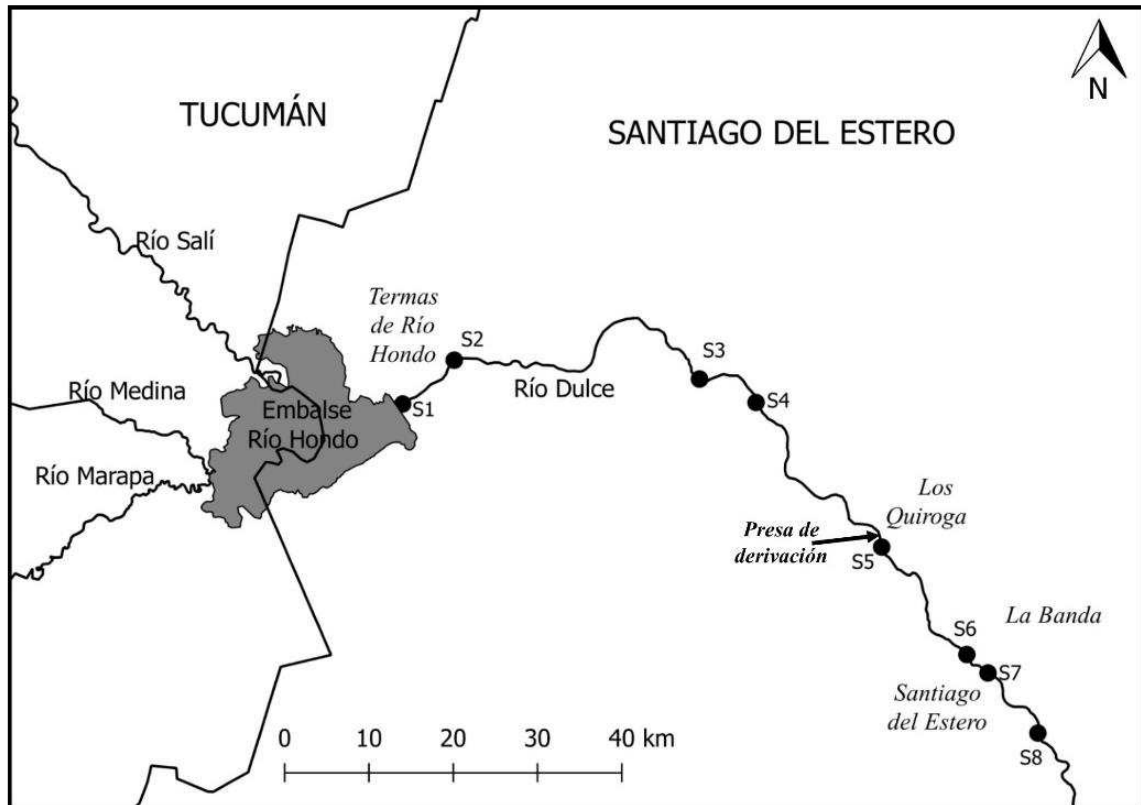


Figura IV. 1: Ubicación del área de estudio señalando localización de la presa de derivación en Los Quiroga y los sitios de muestreo sobre el Río Dulce.



Figura IV.2: Detalle del Río Dulce donde se localiza la presa de derivación (centro) y Canal Matriz del sistema de riego (centro arriba). Se puede observar el área del lecho desecada por la disminución del caudal aguas abajo de la presa. Fotografía: Google Earth, fecha de la imagen Julio 2015.

Se analizaron los caudales medios mensuales erogados en el embalse Río Hondo y los derivados hacia el sistema de riego en Los Quiroga, para los dos ciclos hidrológicos completos. Esto permitió evaluar en qué época del período hidrológico se da la mayor sustracción de caudales, así como el porcentaje de caudal medio mensual sustraído.

Se analizaron las variables físico-químicas de calidad de agua y sedimentos mediante pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis) previa prueba de normalidad, con Software InfoStat [112] a fin de conocer cuáles de las variables presentaban diferencias significativas entre el tramo de aguas arriba y aguas abajo de la presa de Los Quiroga. Con el mismo fin, se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis con los datos de abundancia, riqueza taxonómica, y los índices de Shannon y de equitatividad.

Se compararon los grupos taxonómicos registrados en cada tramo, y se realizaron tests de porcentajes de disimilaridad (SIMPER) a fin de conocer cuáles taxa contribuyeron mayoritariamente a diferenciar los tramos analizados. Se realizó un análisis de dispersión mediante el método de distancia al centroide [192], en base al índice de disimilaridad de Sorensen. Finalmente, se seleccionaron los taxa que presentaron al menos en una oportunidad densidad igual o mayor a 100 ind.m⁻² y con los datos de presencia/ausencia de los taxa seleccionados se aplicó un escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS), lo que permitió analizar visualmente si los patrones de distribución se diferenciaban entre el tramo de aguas arriba y aguas abajo de la presa de Los Quiroga. A fin de evaluar qué variables físico-químicas resultaron más influyentes para el agrupamiento del NMDS se ajustaron las mismas a la ordenación no constreñida mediante la función *envfit* en *vegan*. El test de SIMPER, análisis de dispersión y NMDS se realizaron aplicando el paquete *vegan* [159] en software R [160].

RESULTADOS

Caudales

Los caudales sustraídos hacia el sistema de riego en la presa de Los Quiroga fueron máximos durante los meses de agosto a noviembre (Figura IV.3). En el año 2014 durante los meses de septiembre y octubre, un 80 % del caudal medio mensual

circulante por el Río Dulce fue derivado hacia el sistema de riego. En el año 2015 la sustracción máxima, durante el mes de octubre, fue del 86 % del caudal medio mensual.

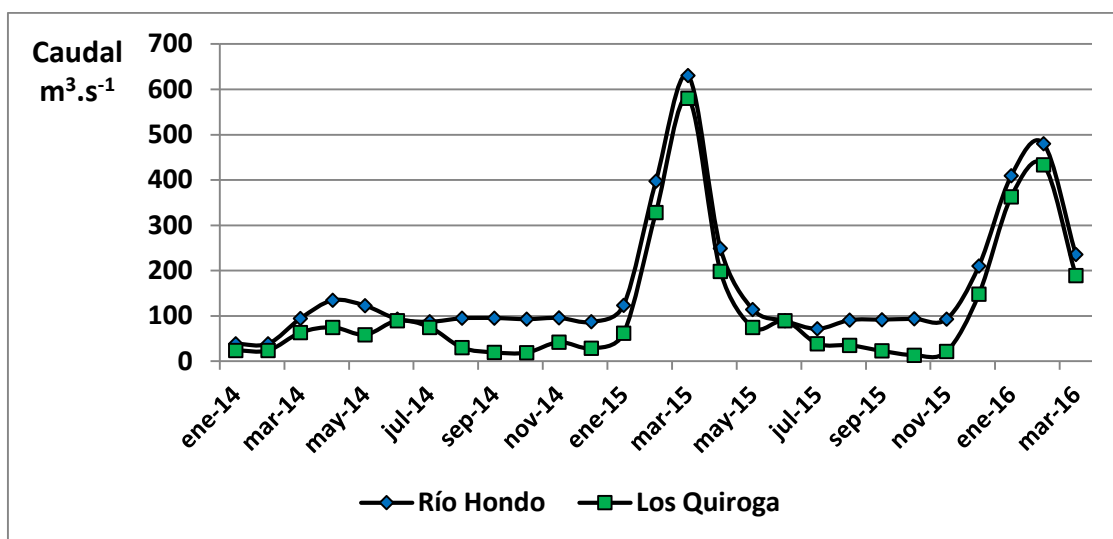


Figura IV.3: Caudales medios mensuales correspondientes al período 2014/2015 descargados en la presa de Río Hondo y los estimados aguas abajo del dique Los Quiroga. Estos últimos se calcularon por diferencia entre el caudal erogado y el derivado a los canales de riego.

Características físicas y químicas

Las variables analizadas mostraron más diferencias entre los tramos durante el período correspondiente al año 2014, y no así durante el año 2015. En 2014, las variables que mostraron diferencias significativas (análisis de Kruskal-Wallis) entre las estaciones de aguas arriba y aguas abajo fueron la temperatura (que resultó mayor aguas abajo), la CE (mayor aguas abajo), el porcentaje de arena gruesa (menor aguas arriba) y arena fina (mayor aguas arriba) en sedimentos y el caudal, mientras para el año 2015 solamente el caudal mostró diferencias significativas. En el año 2014 los sustratos más finos predominaron aguas arriba y los más gruesos aguas abajo, mientras en el año 2015 las proporciones de las fracciones granulométricas fueron más similares entre los tramos analizados (Tabla IV.1).

Tabla IV.1: Variables físico-químicas de agua y sedimentos analizadas por cada año de muestreo. Las que mostraron diferencias significativas entre aguas arriba y aguas abajo de la presa de derivación ($p < 0.05$) ante la prueba de Kruskal-Wallis se marcan con asterisco (*). Se indica la tendencia que mostraron las variables entre aguas arriba (UpS) y aguas abajo (DwS) en cada año como mayor (>), menor (<) o igual (=).

Variable	M1- Octubre 2014				M3 - Octubre 2015			
	Aguas arriba	Aguas abajo	p	Tendencia	Aguas arriba	Aguas abajo	p	Tendencia
T (°C)	23,5 (±0,58)	27,75 (±2,06)	0,0286	* UpS < DwS	20,83 (±1,38)	19,75 (±3,77)	0,6286	UpS > DwS
pH	8,3 (±0,17)	7,99 (±0,78)	0,8	UpS > DwS	8,34 (±0,31)	8,67 (±0,56)	0,3429	UpS < DwS
Conductividad (µS.cm ⁻¹)	559 (±24,6)	641,25 (±101,93)	0,0286	* UpS < DwS	781,63 (±9,09)	766,75 (±99,81)	0,9714	UpS > DwS
Oxígeno disuelto (mg.l ⁻¹)	9,33 (±3,78)	7,04 (±3,74)	0,3143	UpS > DwS	8,62 (±1,11)	7,51 (±0,51)	0,1143	UpS > DwS
DBO ₅ (mg.l ⁻¹)	4,72 (±4,56)	7,47 (±7,59)	0,6	UpS < DwS	3,01 (±0,41)	7,66 (±11,36)	0,3429	UpS < DwS
Profundidad (cm)	106,5 (±44,96)	56,5 (±17,77)	0,0571	UpS > DwS	51,5 (±12,23)	50,25 (±34,36)	0,4686	UpS = DwS
Velocidad de corriente (m.s ⁻¹)	0,74 (±0,24)	0,58 (±0,33)	0,3143	UpS > DwS	3,01 (±5,33)	0,48 (±0,4)	0,7429	UpS > DwS
Cantos (%)	18,18 (±22,35)	8,54 (±13,08)	0,8857	UpS > DwS	6,53 (±11,92)	5,39 (±9,15)	0,9143	UpS > DwS
Grava (%)	0 (±0)	1,37 (±2,75)	>0,9999	UpS < DwS	13,23 (±12,85)	5,19 (±4,22)	0,4857	UpS > DwS
Arena gruesa (%)	14,38 (±5,07)	33,4 (±8,25)	0,0286	* UpS < DwS	19,41 (±10,65)	19,19 (±10,78)	>0,9999	UpS = DwS
Arena media (%)	41,85 (±22,49)	51,07 (±11,62)	0,4857	UpS < DwS	39,25 (±19,44)	54,13 (±4,05)	0,2	UpS < DwS
Arena fina (%)	21,01 (±17,53)	3,18 (±1,62)	0,0286	* UpS > DwS	16,26 (±5,56)	13,12 (±6,69)	0,4857	UpS > DwS
Limos y arcillas (%)	0,61 (±0,83)	0 (±0)	0,4286	UpS > DwS	0,14 (±0,02)	0,12 (±0,05)	0,2571	UpS > DwS
MO %	0,66 (±0,36)	0,37 (±0,04)	0,3714	UpS > DwS	1,14 (±1,08)	0,56 (±0,27)	0,8857	UpS > DwS
Caudal (m ³ .s ⁻¹)	95,16 (±0)	26,83 (±5,05)	0,0286	* UpS > DwS	91,66 (±0)	34,94 (±8,34)	0,0286	* UpS > DwS

Estructura y composición de los ensambles bentónicos

En el muestreo del año 2014 las mayores densidades de organismos se registraron aguas abajo de la presa de derivación Los Quiroga, mientras en el año 2015 se registró, por el contrario, una densidad mucho mayor aguas arriba. La riqueza taxonómica, el índice de Shannon y la equitatividad, en ambos muestreos mostraron valores menores aguas abajo de Los Quiroga. De estos índices, la equitatividad fue el único que mostró diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$) entre los tramos de aguas arriba y aguas abajo, para el muestreo de 2014.

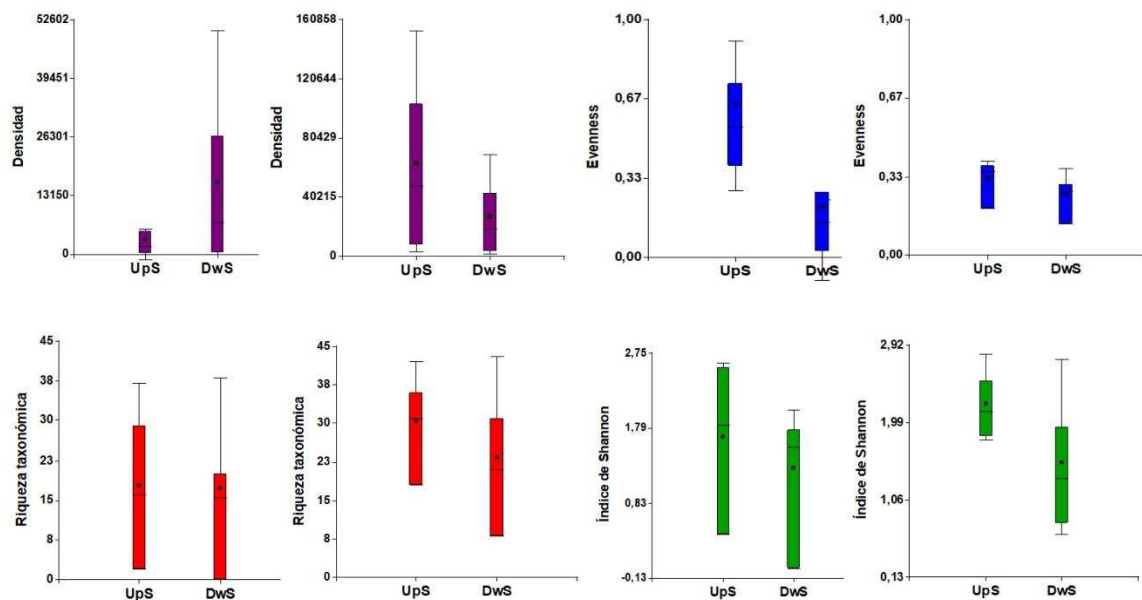


Figura IV.4: Gráficos de cajas representando la dispersión de las medidas de densidad (ind.m^{-2}), equitatividad, riqueza taxonómica y diversidad de Shannon entre el tramo de aguas arriba (UpS) y aguas abajo (DwS) de cada muestreo. Los cuadros al interior de las cajas representan la media muestral. Cada par de gráficos ubica a la izquierda el M1-octubre 2014 y a la derecha el M3-octubre 2015.

Los grupos taxonómicos mostraron una distribución proporcionalmente más equilibrada en el tramo aguas arriba, aunque con dominancia de oligoquetos, siendo ésta más marcada en el año 2014 que en el año 2015. Aguas abajo la proporción de los taxa mostró dominancia de los quironómidos en ambos años (Figura IV.5).

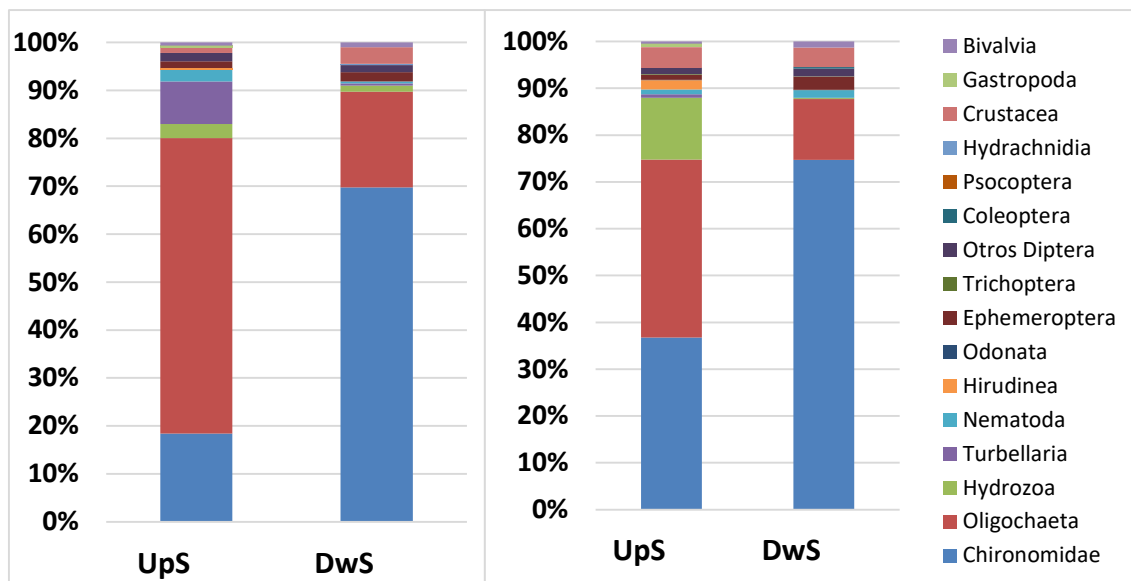


Figura IV.5: Proporciones acumuladas de los grupos taxonómicos principales comparadas entre el tramo de aguas arriba (UpS) y aguas abajo (DwS) de cada muestreo, a la izquierda el M1-octubre 2014 y a la derecha el M3-octubre 2015.

En cuanto a la composición de los grupos taxonómicos, en el muestreo del año 2014 de los 66 taxa registrados, sólo 26 taxa fueron compartidos entre los tramos de aguas abajo y aguas arriba. Del resto, 21 se encontraron exclusivamente aguas arriba y 19 exclusivamente aguas abajo. En este año, fueron exclusivos de aguas arriba *Hirudinea*, *Dero obtusa*, *D. digitata*, *D. pectinata*, *D. sawayai*, *Stylaria fossularis*, *Slavina isochaeta*, *Pristina americana*, *P. jenkiniae*, *P. longidentata*, *P. menoni*, *P. notopora*, *P. synclites*, *Stephensoniana* sp., *Aulodrilus pigueti*, *Gastropoda*, *Cladocera*, *Euthyplocidae*, *Abtrichia* sp., *Endotribelos* sp. y *Pelomus* sp. Exclusivamente aguas abajo se registró a *P. sima*, *Hydrachnidia*, *Leptophlebiidae*, *Georissus* sp., *Djalmabatista* sp., *Procladius* sp., *Apedilum* sp., *Caladomya* sp., *Cryptochironomus* sp., *Oukuriella* sp., *Rheotanytarsus* sp., *Riethia* sp., *Tanytarsus* sp1, *Thiennemanniella* sp., *Dolichopodidae*, *Athericidae*, *Ephydridae*, *Simuliidae* y *Psocoptera*.

Aguas abajo se registró una mayor presencia de la clase Insecta, no solamente como taxa exclusivos del tramo sino también en mayores densidades de aquellos compartidos, principalmente de los quironómidos *Dicrotendipes* sp., *Chironomus* sp., *Polypedilum* sp., y *Lopescladius* sp. Respecto a *Oligochaeta* aguas abajo se obtuvo mayor densidad

de *Limnodrilus hoffmeisteri*, y también los Ephemeroptera Caenidae y Baetidae, con escasa representación en el tramo aguas arriba, se incrementaron aguas abajo, así como el bivalvo *Corbicula fluminea*.

Durante el muestreo de 2015 se registraron 64 taxa en total, siendo compartidos 41 entre los tramos de aguas arriba y aguas abajo. De los 23 taxa no compartidos, 14 se registraron sólo aguas arriba, y estos fueron *Chaetogaster diaphanus*, *Pristina longidentata*, *P. menoni*, *P. aequiseta*, Gastropoda, Dictyriidae, Polycerata, Smicridea, Hydroptilidae, *Metrichia* sp., Trichoptera sp., *Ablabesmya* sp., *Harnischia* sp1 y Culicidae. Aguas abajo se registraron como exclusivos solamente 9 taxa, y fueron *Dero digitata*, *P. proboscidea*, *Hyalella* sp., Leptocheimidae, Oligoneuriidae, Hydropsichidae, *Cardiocladius* sp., *Xestochironomus* sp. y *Thiennemanniella* sp. Otros taxa que mostraron importantes diferencias entre los tramos por sus elevadas densidades fueron para aguas arriba *Hydra* sp., *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Slavina isochaeta*, *S. appendiculata*, *Chironomus* sp. *Tanytarsus* sp1, y *Dicrotendipes* sp. Aguas abajo mostraron densidades muy elevadas de *Polypedilum* sp., *Pelomus* sp. y *Lopescladius* sp. El test de SIMPER indicó que en el año 2014 *Limnodrilus hoffmeisteri* junto a los quironómidos *Dicrotendipes* sp. y *Chironomus* sp. fueron los taxa que más contribuyeron a la disimilitud entre los tramos (Tabla IV.2). En el año 2015, en cambio, el taxa que mayor contribución aportó a la disimilitud entre aguas arriba y aguas abajo fue *Lopescladius* sp. (Tabla IV.3).

Tabla IV.2: Test de SIMPER entre aguas arriba y aguas abajo para el M1.

Taxa	Contr. Indiv. %	Contr. Acumul. %
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	18	18
<i>Dicrotendipes</i> sp.	16	34
<i>Chironomus</i> sp.	15	49
<i>Lopescladius</i> sp.	9	58
<i>Polypedilum</i> sp.	5	63
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	3	66
Ceratopogonidae	3	69
<i>Cryptochironomus</i> sp.	3	72

Tabla IV.3: Test de SIMPER entre aguas arriba y aguas abajo para el M3.

Taxa	Contr. Indiv. %	Contr. Acumul. %
<i>Lopescladius</i> sp.	17	17
<i>Polypedilum</i> sp.	9	26
<i>Pelomus</i> sp.	8	34
<i>Hydra</i> sp.	7	41
Copepoda	6	47
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	5	52
<i>Chironomus</i> sp.	5	57
<i>Slavina appendiculata</i>	4	61
<i>Dicrotendipes</i> sp.	4	65
<i>Nais communis</i>	3	68
Cladocera	3	71

Según el análisis de dispersión no hubo diferencias significativas entre los grupos, pero sí una dispersión mayor en el tramo de aguas arriba en ambos años de muestreo (Figura IV.6). Las diferencias en la estructura de los ensambles entre los tramos se explicaron casi en su totalidad por el reemplazo en los dos años de muestreo de acuerdo con el índice de Jaccard. El M1 presentó una disimilaridad total de 0,60 con un nivel de reemplazo de 0,59; y el M3 presentó un nivel de disimilaridad de 0,36 con un nivel de reemplazo de 0,31.

El análisis de escalamiento multidimensional NMDS distinguió claramente al tramo de aguas arriba respecto al tramo aguas abajo en los dos años de muestreo (Figura IV.6). En 2014 las variables físico-químicas que caracterizaron al tramo de aguas abajo fueron la conductividad y la temperatura, mientras el tramo de aguas arriba se caracterizó por su baja DBO₅, la profundidad, la transparencia y el caudal. En 2015 al tramo de aguas abajo lo caracterizó la elevada DBO₅, los sólidos suspendidos y la fracción de arenas gruesas en sedimentos. El tramo de aguas arriba se asoció con mayor contenido de materia orgánica, gravas y arenas gruesas en sedimentos, y con el caudal.

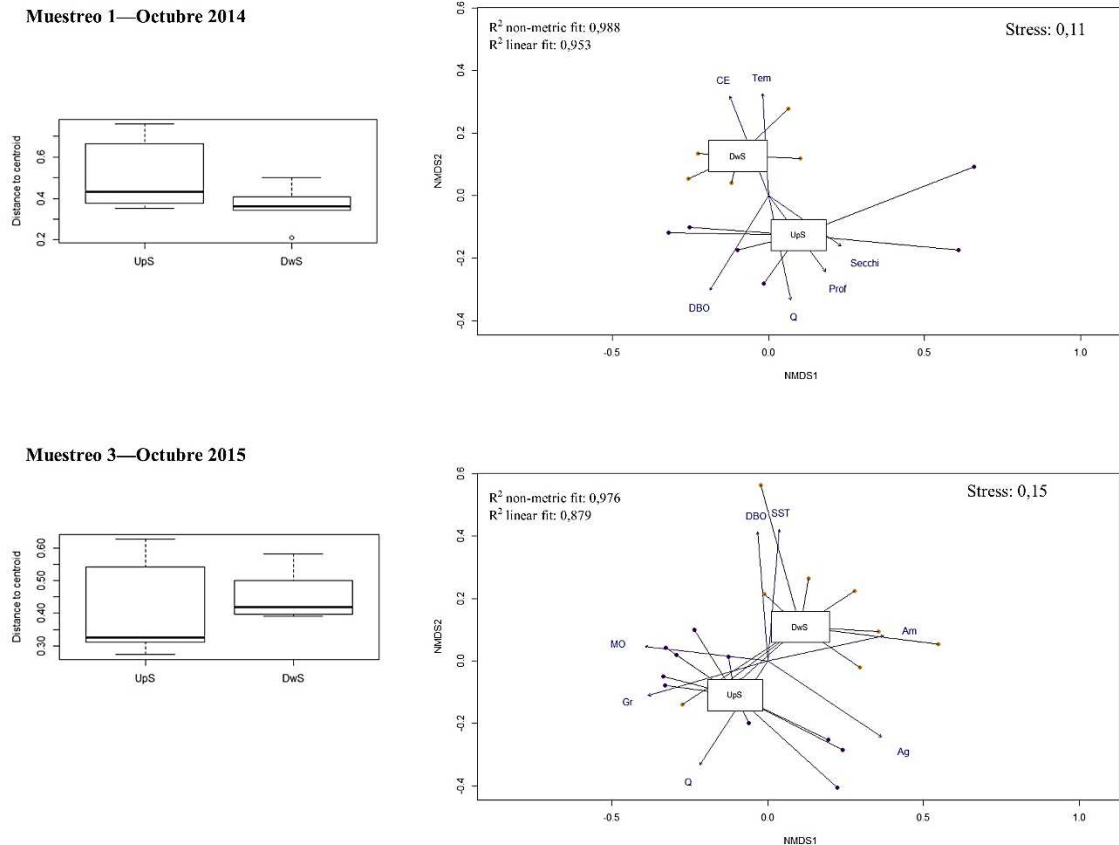


Figura IV.6: A la izquierda, análisis de dispersión por método de distancia al centroide, matriz de distancia en base al índice de Sorensen. A la derecha, NMDS realizado con datos de presencia/ausencia, distinguiendo los patrones de distribución de los taxa entre el tramo aguas arriba (UpS) y aguas abajo (DwS) de la presa de derivación en Los Quiroga. Las variables físico-químicas presentadas son las que alcanzaron un nivel de significancia de 0,05 en el modelo de ajuste al NMDS.

DISCUSIÓN

La sustracción de agua del Río Dulce hacia el sistema de riego provoca una importante disminución del caudal durante el período de aguas bajas, incrementando el efecto de estiaje en el tramo afectado, aguas abajo de la presa de derivación en Los Quiroga. El incremento en la temperatura, la conductividad y la disminución de la profundidad aguas abajo son los efectos más comunes sobre los corredores fluviales ante la disminución del caudal [207, 214]. Los cambios en los patrones de sedimentación y arrastre de materiales del lecho también son resultantes de la presencia de presas pequeñas. Se espera un sustrato más grueso inmediatamente aguas abajo de estas,

debido a la retención de sedimentos finos aguas arriba, y una posterior recuperación de dicha fracción a mayor distancia de la presa [221]. En concordancia con Chiu y colaboradores (2018) [144] en este trabajo se observó la presencia de sustratos predominantemente finos y con mayor porcentaje de materia orgánica en las estaciones aguas arriba, mientras en las estaciones de aguas abajo se presentan los sustratos más gruesos para el año 2014, aunque no así para el año 2015. Observando el hidrograma correspondiente al período de trabajo, se puede ver que el año 2014 presentó un pulso de crecida mínimo, muy por debajo de la media mensual esperable para el sistema, mientras en el año 2015 el sistema registró un pulso de crecida extraordinario, esta vez muy por encima de la media. Una crecida de tal magnitud posterior a un período de sequía pudo haber homogeneizado el sustrato a lo largo del gradiente longitudinal [222], arrastrando el material más fino acumulado aguas arriba durante el año seco, reconfigurando totalmente los hábitats y disminuyendo la diferenciación de todas las variables físico-químicas entre los tramos analizados[25]. Asimismo, la variabilidad temporal inducida por los pulsos de crecida de los regímenes monzónicos resulta un importante factor de confusión para evaluar la respuesta ecológica a la presencia de pequeñas presas [144], entre otros estresores que actúan en conjunto sobre los sistemas fluviales. En la densidad, por otra parte, se registró un incremento importante aguas abajo de la presa, que podría estar asociado a condiciones de mayor estabilidad en el lecho fluvial, sujeto a condiciones más uniformes del flujo de agua, durante el año 2014, en coincidencia con Spence y Hynes (1971) [223]. Esto pudo provocar una transformación del sistema lótico en un ambiente semi-léntico, con abundante crecimiento de algas filamentosas y mayor desarrollo de perifiton que constituyen un importante recurso trófico para sostener mayor abundancia de organismos. No obstante, los resultados que aportan los diferentes estudios realizados no parecen determinar un patrón generalizado, ya que, mientras algunos estudios indican que la abundancia de macroinvertebrados se incrementa en presencia de sustratos predominantemente finos [224] otros autores describen el patrón contrario [225]. En este sentido, el año 2015 presenta, contrariamente al año 2014, una abundancia de organismos mayor aguas arriba, y menor densidad en el tramo de aguas abajo.

En cuanto a la composición y estructura de los ensambles de invertebrados bentónicos, la riqueza taxonómica, la diversidad de Shannon y la equidad disminuyen aguas abajo, aunque la disminución de la riqueza fue menor de lo esperado ante un impacto de gran magnitud como una detracción del 80% del caudal. Respecto a estos atributos se han

reportado tanto incrementos como decrecimientos en muchos sistemas sometidos a sustracción de caudales [168, 216]. Estudios similares a menudo reportan que la abundancia, la riqueza y la diversidad no registran diferencias estadísticamente significativas entre aguas arriba y aguas abajo de la sustracción de caudal, pero sí observan una tendencia a la disminución de las métricas aguas abajo [24, 226, 227].

En coincidencia con lo registrado en este trabajo, otros autores reportaron que la densidad y la riqueza de taxa se incrementaron significativamente aguas abajo de azudes con abundancia de Chironomidae en detrimento de oligoquetos [228]. Hallazgos similares reportan Salmaso y colaboradores (2018) en sistemas fluviales impactados por extensos períodos de caudales bajos producidos por la sustracción de agua para riego [24]. Estos autores asocian el incremento de quironómidos y bétidos en los sitios impactados por la sustracción con la elevada tolerancia al estrés y capacidad resiliente de taxa multivoltinos con ciclos de vida cortos. Por otra parte, James y Suren (2009) [229] plantean que la abundancia y las métricas de estructura en general no serían los mejores indicadores de respuesta a la reducción de caudal, sino los cambios en la composición taxonómica. Los taxa deben ser evaluados, en este caso, en relación a su tolerancia o adaptación a los caudales bajos con mínimas velocidades de la corriente [230]. En varios estudios la sustitución taxonómica entre los tramos impactados, respecto de los no impactados por sustracción de caudales, resulta mucho más indicativa que la abundancia y diversidad [209, 226]. Esta sustitución se da con énfasis en el reemplazo de rasgos biológicos relacionados a los modos reproductivos, adaptación a la velocidad de la corriente y granulometría del sustrato.

El grado de reemplazo que se observó en el Río Dulce, resulta por tanto consistente con el efecto de discontinuidad provocado por la sustracción de caudal. Por otra parte, el reemplazo taxonómico fue mucho más marcado en el M1 que en el M3. Esto podría estar relacionado a la continuidad de años secos que se sucedieron antes del M1, lo cual derivó en una mayor presión de riego sobre el sistema y por tanto caudales remanentes de la sustracción aún menores a lo habitual.

Aguas arriba encontramos hábitats más profundos, con sustratos finos y detritos, capaces de sustentar una mayor diversidad de oligoquetos, conectividad de hábitats y en consecuencia mejores oportunidades de colonización de áreas cercanas por este grupo. Aguas abajo de la presa de derivación, prácticamente no se encuentra material fino, sino que predominan las arenas medias y gruesas, y los niveles de MO también disminuyen. En este sustrato más grueso, aguas someras y tranquilas, y abundante perifiton,

prosperan los quironómidos y algunos efemerópteros (Caenidae y Baetidae). Estos hábitats generados por los cambios hidrogeomorfológicos del cauce pueden ser rápidamente colonizados por ensambles bentónicos con ciclos de vida más cortos [24, 169, 214, 227]. La colonización de nuevas áreas depende más de la capacidad de desplazarse mediante el vuelo que de la deriva, debido a la disminución de la velocidad de corriente y al aislamiento, lo cual también contribuye a la ocupación de nuevas áreas por los insectos. Al respecto, estudios experimentales del efecto de la sustracción de caudal sobre los ensambles bentónicos demostraron que la densidad se incrementó en los hábitats remanentes como una consecuencia de la reducción del área disponible, y la disminución de la capacidad de los organismos para movilizarse hacia otras áreas por aislamiento del hábitat [231]. La diferenciación de las variables ambientales entre los tramos fue más importante durante el M1, y probablemente también fue mayor el grado de aislamiento, así como la disminución del área de los hábitats. Por lo tanto, la diferenciación de la estructura que mostraron los ensambles bentónicos resultó consistentemente más marcada en el M1 que en el M3. El análisis NMDS mostró un agrupamiento marcado en relación a los tramos de aguas arriba y aguas abajo de la presa donde se produce la sustracción, así como una clara asociación de las variables de calidad de aguas y de las características del sustrato con estos agrupamientos. En análisis similares realizados conjuntamente sobre peces, diatomeas e invertebrados bentónicos [232], este tipo de ordenamiento no resultó en un agrupamiento diferenciado de los ensambles de invertebrados bentónicos, pero sí de las comunidades de peces y de diatomeas. Sin embargo, los autores consideraron que esta falta de diferenciación en el análisis ocurrió porque la comunidad de invertebrados fue evaluada a un nivel taxonómico de familia, el cual no resultaría suficientemente sensible para registrar el reemplazo taxonómico entre los tramos, mientras que los peces y las diatomeas fueron identificados a un nivel taxonómico de especies. Al respecto, otros estudios reportan precisamente que a niveles relativamente finos de resolución taxonómica el análisis de escalamiento multidimensional registra claramente la discontinuidad serial, diferenciando los ensambles en relación a los cambios que la sustracción de caudales provoca sobre la configuración de hábitats y variables físico-químicas del sistema fluvial [233].

CONCLUSIONES

Se concluye que la sustracción de agua hacia el sistema de riego provoca importantes cambios en la estructura de los ensamblajes bentónicos aguas abajo de la presa de derivación.

El mejor indicador de la respuesta ecológica a la alteración hidrológica provocada por la sustracción sería el reemplazo taxonómico de las taxa de aguas arriba, más especializados en cuanto a las características del hábitat, por taxa tolerantes aguas abajo, con ciclos de vida cortos y adaptados a sistemas someros con velocidades de corriente bajas.

CAPÍTULO V: GRUPOS FUNCIONALES TRÓFICOS

INTRODUCCIÓN

Los invertebrados bentónicos son un componente clave en las redes tróficas de los ecosistemas acuáticos, en las cuales su función ecológica es principalmente de transferencia de recursos hacia los niveles superiores.

El tipo de recursos alimentarios que están presentes en un ecosistema y los procesos que rigen su ingreso e incorporación pueden ser evaluados a partir del concepto de grupo funcional trófico. Un grupo funcional trófico es una clasificación que independientemente de la taxonómica, identifica a los organismos por el tipo de recurso alimentario que utiliza o prefiere y por su forma de obtenerlo [234].

Los principales recursos alimentarios en los sistemas fluviales son la Materia Orgánica Particulada Gruesa (*CPOM* por sus siglas en inglés), que incluye material vegetal en descomposición como restos (hojarasca, macrófitas, raíces, restos leñosos, macroalgas); Materia Orgánica Particulada Fina (*FPOM*) que se compone principalmente de detritos y microbiota asociada; perifiton, que son los organismos autotróficos (principalmente algas) que crecen sobre las superficies disponibles en el sustrato (plantas, rocas, sedimento, etc.) y por último las presas, es decir todo organismo animal que pueda ser capturado en vivo y consumido ya sea entero, o por partes o mediante la succión de sus fluidos.

En relación a estos recursos, los organismos muestran adaptaciones comportamentales y morfológicas que les permiten aprovecharlos, en algunos casos desarrollando especificidad respecto de un recurso determinado, y en otros casos mostrando plasticidad para aprovechar de manera oportunista los recursos que haya disponibles mayoritariamente.

La clasificación de los grupos tróficos [234] agrupa a los organismos en **fragmentadores**, los que se alimentan de la CPOM, los colectores que se alimentan de la FPOM y a su vez se subdividen en **colectores-recolectores** cuando recogen la materia orgánica depositada en los sedimentos y **colectores-filtradores** cuando se alimentan de material en suspensión en la columna de agua; **raspadores** los que se alimentan de perifiton; y **depredadores** aquellos que se alimentan de presas. Aunque está generalizada la asignación de taxa a estos grupos tróficos, actualmente se profundiza el estudio para adaptar el conocimiento funcional a la región Neotropical, teniendo en cuenta la plasticidad de las especies para adaptarse a su ambiente y para aprovechar los recursos que tiene efectivamente disponibles [69, 133].

La evaluación de grupos funcionales tróficos como una forma de aproximación a la evaluación de calidad ambiental se relaciona con que su balance proporcional implica el sostén de funciones ecosistémicas más diversas y por tanto mayor integridad ecológica. Por otra parte, la disponibilidad y diversidad de recursos tróficos muestra una importante relación con las características del hábitat. La morfología del cauce, el tipo de sustrato y la velocidad de la corriente determinan la capacidad de retención de materia orgánica. A su vez, la conectividad lateral y longitudinal controla el ingreso y la disponibilidad de nutrientes que influye en la productividad primaria, estando todos estos factores sujetos a los patrones de variabilidad estacionales. De esta manera, también los cambios del uso de la tierra y los impactos sobre el sistema fluvial pueden ser relacionados con la estructura trófica [60].

OBJETIVOS

- Analizar los grupos funcionales tróficos y el número de taxa que los componen.
- Analizar la variabilidad espacial y temporal de los grupos funcionales y su relación con las condiciones ambientales del hábitat.

METODOLOGÍA

Los grupos funcionales tróficos (GFT) se asignaron según Merritt y Cummins, (1996) [164], con revisiones de acuerdo a Tomanova y colaboradores (2006), Zilli y colaboradores (2008), Galizzi y colaboradores (2012), Saigo y colaboradores (2009) y Saigo y colaboradores (2016) [68, 69, 71, 133, 165].

Se analizaron las densidades y riqueza de taxa de cada grupo trófico registrado. Se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis entre los muestreos a fin de determinar diferencias significativas, tanto para la densidad como para la riqueza de taxa. Se exploró la relación entre variables ambientales y GFT mediante coeficientes de correlación de Spearman. Estos análisis se realizaron con software InfoStat versión 2016 [112].

Para conocer la relación de los grupos tróficos con las variables ambientales se realizó un Análisis de Correspondencias Canónicas sobre los datos de presencia/ausencia de

cada grupo trófico y las variables ambientales (físico-químicas y de caracterización del sustrato) estandarizadas. Se controló la colinearidad de las variables descriptoras y se consideró como modelo final el que presentó factores de inflación de la variancia < 5 . Se testeó la significancia del modelo mediante ANOVA. El análisis de ordenación incluyendo la transformación de los datos a presencia/ausencia (taxa) y estandarización (variables ambientales) así como el ajuste del modelo se realizó con paquete vegan [159] en software R [160].

RESULTADOS

El grupo funcional trófico que presentó mayor abundancia y mayor riqueza de taxa en todos los muestreos y sitios fue el de los colectores-recolectores (C-R). Los otros grupos funcionales registrados fueron colectores-filtradores (C-F), depredadores (P) y una proporción muy baja de raspadores (Rasp). Como particularidad se registró un único ejemplar de *Xestochironomus* sp. el cual se asignó al grupo trófico minadores, y no fue considerado en los análisis. El grupo funcional asignado a cada taxa registrado en este estudio puede consultarse en la Tabla II.1, Capítulo II.

En el muestreo 1 (Figura V.1) los C-R registraron abundancias proporcionales muy altas respecto de los otros grupos, aunque la riqueza taxonómica (R) de depredadores también fue importante particularmente en el S5. Los C-R (R=43) con mayor abundancia fueron *Dicrotendipes* sp., *Chironomus* sp., *Limnodrilus hoffmeisteri* y *Polypedilum* sp. Los C-F (R= 8) estuvieron representados por *Tanytarsus* sp., Copepoda y *Corbicula fluminea*. Los depredadores (R= 14) que registraron mayor abundancia fueron *Chaetogaster diaphanus*, *Cryptochironomus* sp., Turbellaria e *Hydra* sp.

En el muestreo 2, correspondiente al momento de post-crecida, las densidades de C-R siguieron siendo las más elevadas, pero se registró un mayor balance de la riqueza de taxa entre los diferentes grupos tróficos. Como C-R (R=16) fueron dominantes *Limnodrilus hoffmeisteri*, Ceratopogonidae, *Polypedilum* sp. y *Lopescladius* sp. Los C-F (R= 4) estuvieron representados por Copepoda y Simuliidae, y los depredadores (R= 7) por *Hydra* sp y *Cryptochironomus* sp.

En el muestreo 3, el grupo de los C-R (R= 33) registró con las mayores abundancias a *Polypedilum* sp., *Lopescladius* sp., *Chironomus* sp., *Limnodrilus hoffmeisteri* y *Slavina apendiculata*. Los C-F (R= 15) estuvieron representados por *Tanytarsus* sp., *Caladomya*

sp. y Copepoda. Los depredadores (R= 13) en esta fecha fueron nuevamente *Hydra* sp. y *Chaetogaster diaphanus*, acompañados por Nematoda e Hirudinea.

En el muestreo 4 se registró entre los C-R (R= 37) más abundantes a *Polypedilum* sp., *Nais variabilis*, *Lopescladius* sp. y *Limnodrilus hoffmeisteri*. C-F (R= 11) estuvieron representados por *Corbicula fluminea*, Copepoda y *Tanytarsus* sp, y los depredadores (R= 10) registraron altas densidades de Turbellaria (S6 y S7) y el efemeróptero *Tortopus* sp. (Polymitarcidae) en el S5.

El grupo de los raspadores estuvo representado en todos los muestreos por Gastropoda, y se sumó Hydroptilidae (Trichoptera) en el muestreo 3.

Entre los muestreos, la densidad mostró diferencias significativas para los grupos de C-R y C-F (Tabla V. 1). La proporción de C-R en el conjunto de la densidad total disminuyó progresivamente a lo largo de los 4 muestreos consecutivos, la proporción de Ras en la densidad fue mayor en el M2, y la proporción de P aumentó en el M4. La proporción de C-F entre los muestreos se mantuvo estable.

Para el caso de la riqueza de taxa en cada grupo, solamente la riqueza de C-F fue significativamente diferente entre muestreos (Tabla V. 1) con una mayor proporción en el M3.

Tabla V. 1: Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para la densidad y la riqueza taxonómica de cada GFT por muestreo realizado. Se presentan las medias y las proporciones en porcentajes para cada grupo. Se señalan en negrita los valores de p que resultan con diferencias significativas ($p < 0,05$).

		M1		M2		M3		M4		p
		Media	%	Media	%	Media	%	Media	%	
Densidad	C-R	10152	78,7	489	69,4	31365	69,0	1731	38,5	<0,0001
	C-F	793	6,1	101	14,3	6123	13,5	760	16,9	0,0018
	P	1952	15,1	77	10,9	7745	17,0	1981	44,1	0,1816
	R	11	0,1	38	5,4	224	0,5	22	0,5	0,5228
Riqueza de taxa	C-R	13	65,5	5	57,9	15	54,7	12	60,0	0,1627
	C-F	3	12,9	2	18,7	7	24,8	4	19,3	0,011
	P	4	20,9	2	21,9	5	19,2	4	18,7	0,3944
	R	0	0,7	0	1,5	0	1,4	0	2,0	0,6926

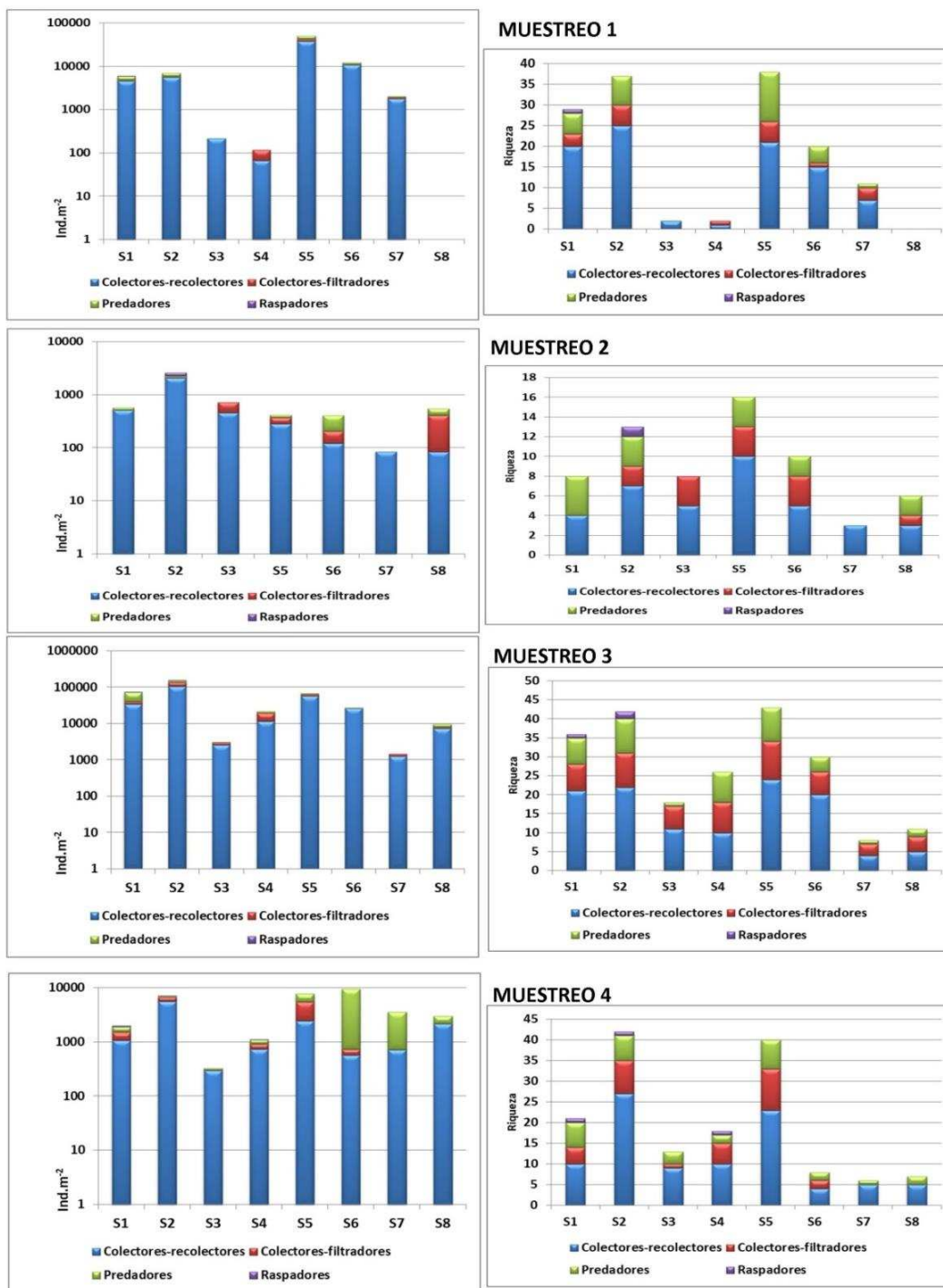


Figura V. 1: Abundancia (a la derecha) y riqueza taxonómica (izquierda) de los grupos funcionales tróficos identificados en cada muestreo (se indica para cada par de gráficos). Eje y de los gráficos de densidad en escala logarítmica.

Los coeficientes de correlación de Spearman mostraron valores bajos para casi la totalidad de las variables ambientales en relación a las abundancias de los GFT.

Solamente se registró correlación significativa $> 0,5$ entre C-R y MO en sedimento (0,60; $p < 0,0001$), y entre C-F y porcentaje de Grava (0,53, $p < 0,0001$).

El Análisis de Correspondencias Canónicas explicó el 98,8 % de la varianza de los grupos tróficos (Eje 1: 68,28; Eje 2: 30,54). Se obtuvo asociación de los C-F con la proporción de arenas gruesas en el sustrato; los depredadores estuvieron principalmente asociados a la DBO₅. Los raspadores mostraron afinidad por la MO y finalmente los C-R mostraron mayor afinidad por sitios con alta proporción de arenas medias en el sedimento. El modelo resultó significativo a un nivel de $p < 0,01$.

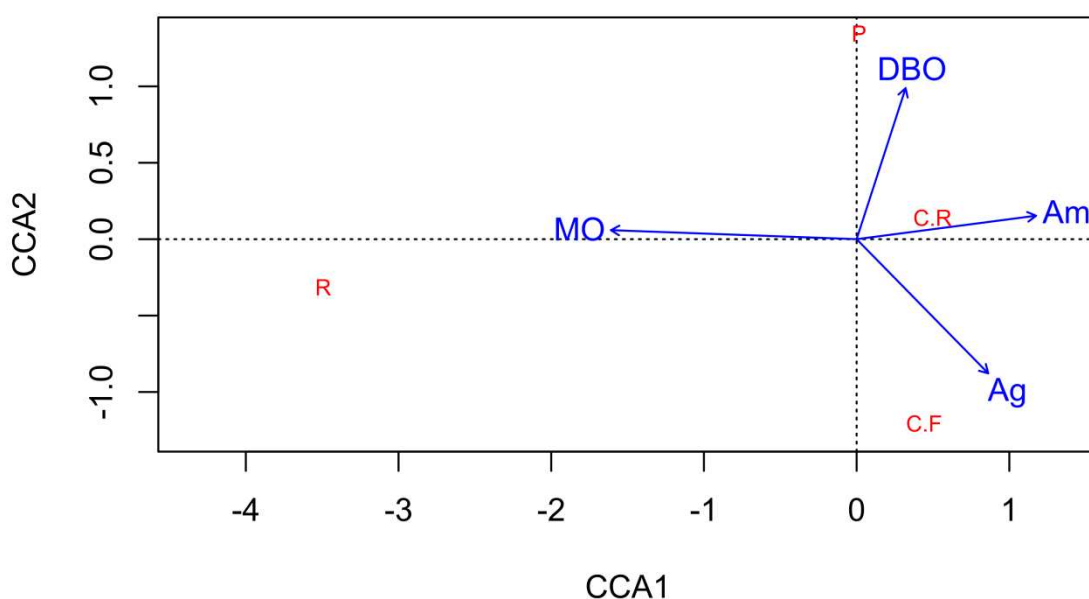


Figura V. 2: Análisis de Correspondencias Canónicas de los grupos funcionales tróficos (como presencia-ausencia) en relación a las variables ambientales del sustrato y calidad del agua. C-R: colectores-recolectores, C-F: colectores-filtradores, P: predadores, R: raspadores. MO: materia orgánica, Ag: arena gruesa, Am: arena media, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno. Se presentan en el gráfico las variables significativas a un nivel de $p < 0,05$.

DISCUSIÓN

La estructura de grupos funcionales no mostró una variabilidad muy importante en relación a los sitios o respecto del patrón estacional del sistema fluvial. Los C-R mostraron una fuerte dominancia, en todos los sitios y periodos hidrológicos. Para la

región Neotropical, es reconocida la importancia de la FPOM como uno de los recursos tróficos principales [71, 133]. Este grupo muestra dominancia también en el Paraná [68, 69], en sistemas fluviales de la Patagonia [56], en Brasil [235] y en Chile [236].

Se ha postulado que los C-R al colonizar sustratos más estables en los cuales son importantes los procesos de depositación, han logrado adaptarse mejor a los ríos de régimen estacional [60]. En estos ríos los eventos de crecida resultan catastróficos para los grupos que se encuentran en sustratos más sueltos y expuestos al arrastre. Sin embargo, en este estudio los C-R ocuparon todos los sitios y sustratos muestreados, y ante el evento de crecida tanto los C-R como los C-F disminuyeron su densidad de manera sustancial. También se ha postulado que los C-R muestran dominancia en los sitios con mayor impacto urbano por el ingreso de materia orgánica alóctona a partir de las fuentes de contaminación [237].

Los C-F por su parte mostraron una mayor riqueza en el M3 y estuvieron asociados a sustratos con predominancia de arenas gruesas y mayor velocidad de la corriente, en coincidencia con los estudios desarrollados en ríos de la provincia de Córdoba que encuentran a los filtradores en sitios de correderas con sustratos gruesos [60]. Este grupo funcional aprovecha la materia orgánica suspendida en el agua, por tanto, mayores velocidades de la corriente les permiten captar mayor cantidad de alimento. En este estudio, los raspadores estuvieron exclusivamente asociados a los sitios en los cuales se observó la combinación de cantos y gravas con limos y arcillas, con alta proporción de materia orgánica.

En cuanto a la riqueza de taxa en cada GFT, si bien la densidad dominante es la de los C-R, se observó una elevada riqueza de depredadores en varios de los sitios, y también, aunque en menor medida de los filtradores.

Los depredadores fueron particularmente representados en algunos sitios por *Hydra* sp. con elevadas abundancias, así como Turbellaria. Respecto de la primera, quizá su alta densidad se relacione simplemente con la abundancia de presas, ya que en los mismos sitios también abundaron los cladóceros y copépodos, los cuales fueron observados frecuentemente en el contenido estomacal de las hydras. La misma situación se dio con las especies de *Chaetogaster*, que se alimentan preferentemente de las mismas presas y coinciden en los mismos hábitats que *Hydra* sp. En cuanto a los depredadores pertenecientes a la familia Chironomidae, en el sitio que se presentó mayor abundancia y riqueza de los mismos también se registró muy altas densidades de quironómidos de hábito C-R como *Chironomus* sp. y *Dicrotendipes* sp. Éstos fueron observados

asimismo en el contenido estomacal de *Ablabesmya* sp. y *Djalmabatista* sp., por lo que se podría considerar que la disponibilidad de presas favorece la presencia de sus depredadores.

Cryptochironomus sp., que fue clasificado en este trabajo como depredador en base a la bibliografía, registra hábitos de C-R en sistemas acuáticos de Brasil [238] e inclusive se reporta que este género, en un mismo sistema acuático, cambia de recurso alimentario entre estaciones, consumiendo perifiton en el período húmedo pero mostrando hábitos omnívoros y hasta carnívoros en período seco [239]. Este género por tanto necesitaría revisión en el sistema fluvial para comprobar su asignación a un grupo trófico determinado.

CONCLUSIONES

Los C-R fueron los más abundantes en el sistema fluvial.

La heterogeneidad espacial y la variabilidad temporal no mostraron tener gran influencia sobre la composición de grupos funcionales tróficos.

Aunque los colectores-recolectores mostraron la mayor densidad en el sistema fluvial, la composición taxonómica mostró una riqueza taxonómica importante de los depredadores y de los C-F.

Los C-R mostraron una distribución equitativa entre los diferentes sitios, mientras los C-F estuvieron asociados principalmente a los sitios con altas proporciones de gravas y arenas gruesas; los raspadores estuvieron exclusivamente restringidos al sitio con mayor contenido de materia orgánica en sedimentos; y los depredadores se asociaron a la mayor DBO en el agua.

**CAPÍTULO VI: EVALUACIÓN DEL POTENCIAL
BIOINDICADOR DE LOS ENSAMBLES BENTÓNICOS
EN EL SISTEMA FLUVIAL DEL RÍO DULCE**

INTRODUCCIÓN

Desde la propuesta del IBI (*Index of Biotic Integrity*) [9] los métodos e índices de indicación de calidad de aguas y de la integridad ecológica de los sistemas fluviales en base a las comunidades que los habitan han tenido un amplio desarrollo, que continúa hasta la actualidad [6, 8]. Los macroinvertebrados bentónicos son uno de los grupos más ampliamente estudiados y aceptados a nivel mundial como indicadores de calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos [15–19]. Se los utiliza como indicadores de contaminación, de las condiciones hidrológicas y morfológicas de los sistemas fluviales, de los impactos del cambio climático sobre los ecosistemas y de los efectos de los cambios de uso de la tierra [12, 20, 29, 21–28].

De acuerdo con los conceptos vertidos por Karr y colaboradores, la salud de un río está dada por diversos factores, o grupos de variables relacionadas entre sí, que conforman a la calidad del agua, la estructura del hábitat, el régimen hidrológico, los recursos energéticos y las interacciones bióticas [10, 11, 240]. Estos factores no son independientes entre sí, sino que están profundamente relacionados, y necesariamente deben ser evaluados en conjunto para comprender el funcionamiento del sistema y las respuestas ecológicas que las alteraciones pueden desencadenar en las comunidades biológicas.

Por otra parte, los ríos son reconocidos como sistemas complejos, constituidos por un gran número de elementos y conexiones que interactúan a diversas escalas espaciales y temporales [123]. Un elemento fundamental para el funcionamiento del sistema fluvial lo constituyen las riberas, y las condiciones de conservación del ecosistema propio de estos espacios resulta determinante de la calidad del hábitat en el cauce principal [241]. Aunque las herramientas de bioindicación operativamente se aplican en estudios puntuales sobre sitios dentro del ecosistema, siempre está presente en la evaluación ecológica de un sistema fluvial el concepto de paisaje y la dinámica de usos de la tierra a diversas escalas (tramo, cuenca), con la consecuente influencia de estos elementos sobre los sitios de monitoreo [27]. Es por ello que analizar los impactos a escala de paisaje resulta de interés para comprender las respuestas ecológicas de los ensambles de macroinvertebrados.

Respecto a la calidad del agua y la contaminación de los ecosistemas acuáticos, particularmente la orgánica, las herramientas más ampliamente desarrolladas y popularizadas en el área de la bioindicación probablemente sean los índices bióticos

[18]. Estos índices consisten en medidas que combinan la riqueza de taxa registrada en un sitio o ecosistema con cierto nivel de tolerancia o sensibilidad a la contaminación. Pueden estar expresados a variables niveles taxonómicos, siendo los más conocidos y de uso generalizado aquellos que utilizan el nivel de familia como máximo. Relacionado a esto, el enfoque de rasgos funcionales tróficos resulta de interés para evaluar la contaminación, puesto que nos permite detectar cuáles están siendo las fuentes mayoritarias de recursos alimentarios que sostienen a los ensambles biológicos. Estructuras tróficas más simplificadas suelen representar ambientes degradados, a menudo por la contaminación orgánica [242].

El estudio de los macroinvertebrados bentónicos en el Río Dulce presenta características particulares del sistema que deben ser evaluadas cuidadosamente con objetivo de optimizar su potencial uso como indicadores ecológicos. En este capítulo, se proponen algunos puntos de referencia para la evaluación de integridad ecológica del sistema fluvial. Se plantea el análisis de las condiciones de las riberas a escala de paisaje, como una primera aproximación necesaria para comprender el contexto de cada sitio de muestreo, con el foco puesto en lograr un análisis que se pueda correlacionar con las variables biológicas evaluadas.

Por otra parte, se analiza el potencial indicador de contaminación de los ensambles bentónicos registrados, mediante la aplicación de índices bióticos pero también mediante correlaciones de las métricas de riqueza, diversidad y grupos funcionales tróficos con las variables de evaluación de calidad física y química del sistema fluvial. Se busca reconocer cuáles son los taxa que responden positiva o negativamente a gradientes dados por las diferentes variables, tanto de calidad de agua como características del hábitat fluvial, las cuales son determinantes de la estructura y composición de los ensambles en cada sitio.

Finalmente, se busca reconocer hasta qué punto el conjunto de variables analizadas permiten diferenciar o agrupar los sitios en relación a diferentes impactos, y cómo se asocian los taxa a estos grupos.

OBJETIVOS

- Identificar el grado de impacto de las actividades humanas sobre las riberas.

- Analizar la aplicabilidad de índices bióticos para evaluar la calidad de aguas del sistema fluvial.
- Conocer el potencial indicador de los ensamblajes bentónicos respecto de las variables físico-químicas de calidad de aguas, de las características hidromorfológicas del sistema fluvial (granulometría del sedimento, velocidad de corriente) así como respecto de los factores de impacto identificados.

METODOLOGÍA

Para este capítulo se trabajó con los muestreos correspondientes a aguas bajas, M1 (Octubre 2014) y M3 (Octubre 2015), cuando se encuentra la estructura más estable en el sistema fluvial. Este criterio se consideró a partir del análisis de los capítulos anteriores, en los cuales se demostró que el régimen hidrológico influye muy significativamente sobre la estructura de los ensamblajes. Éste provoca que los patrones de heterogeneidad espacial se diluyan por efecto de las importantes crecidas y la estructura se simplifica, con pérdida de densidad y riqueza de organismos.

Análisis de hemerobia del paisaje

Se aplicó el concepto de hemerobia a escala de paisaje para evaluar el grado de intervención antrópica sobre las riberas y lecho del río.

La hemerobia se puede definir como un indicador holístico, integrador, de los impactos de las actividades humanas sobre el ecosistema. Estrictamente, en este trabajo nos referiremos a hemerobia como el nivel de intervención antrópica sobre los elementos del paisaje. El término fue originalmente propuesto por el botánico Jalas en 1955 [243] como una forma de medir el impacto humano sobre la flora nativa. Posteriormente fue desarrollado por Blume y Sukopp [244] como una medida del impacto humano sobre el ecosistema en su conjunto, con el foco de evaluación puesto en la vegetación y los suelos. Más recientemente se fue desarrollando como una forma de evaluación a escala de paisaje, particularmente en relación a los usos de la tierra, con un importante impulso en los últimos años, y en este sentido es incluido el concepto en el presente trabajo [245–247].

Para el análisis se definió un área buffer con una distancia de 1200 m hacia cada lado de las riberas, a partir del borde del agua. Posteriormente se subdividió toda el área seleccionada incluyendo el lecho del río y la superficie cubierta por agua, aplicando una grilla con celdas de 600 x 600 m. Estas celdas, adecuadamente identificadas, se trasladaron sobre las imágenes disponibles en Google Earth, siguiendo la metodología del análisis.

Asignación del nivel de hemerobia

El análisis de hemerobia se realizó mediante la observación de los elementos del paisaje y los usos del suelo, facilitada por el nivel de resolución visual disponible en Google Earth y tomando como controles de terreno los sitios de muestreo y las campañas realizadas.

Se definieron criterios para asignar los niveles de hemerobia en base a metodologías existentes [244, 245, 247] y considerando los elementos identificados como comunes en el paisaje de las riberas del Río Dulce durante los trabajos de muestreo.

La asignación del nivel de hemerobia se realiza observando celda por celda cuáles son los elementos predominantes en el cuadrado delimitado, y contrastando con los criterios previamente establecidos. En caso de cumplirse acabadamente un solo criterio se asigna a la celda el nivel de hemerobia correspondiente (Ejemplo en Figura VI.1 y Figura VI.2). En los casos en que se identifican elementos que cumplen diferentes criterios dentro de la misma celda, se otorga a cada elemento el valor correspondiente y se promedian para asignar el valor final a la celda (Ejemplo en Figura VI.3).

Respecto a la asignación de niveles de hemerobia a la superficie cubierta por agua, se consideró dicha superficie en el contexto de la celda en la cual se encontraba inserta. Se asignó el valor de hemerobia en función de si el sector del cauce presentaba algún tipo de intervención a su morfología, y se consideró también el impacto de posibles vuelcos contaminantes sobre la calidad de agua (Ejemplo en Figura VI.4).

Los criterios definidos para asignar cada nivel de hemerobia se presentan en la tabla VI.1, a continuación:

Tabla VI. 1. Valores de hemerobia y criterios para su asignación al paisaje de riberas del Río Dulce.

Valor de hemerobia	Nivel de hemerobia	Ecosistema/uso de la tierra	Elementos dominantes en la observación
1	Ahemerobia	Áreas de ribera sin intervención: cabeceras de la cuenca, áreas inaccesibles Caudales naturales Aguas prístinas	Áreas naturales sin intervención
2	Oligohemerobia	Áreas de ribera y lecho de río con mínima intervención Caudales cercanos a los naturales Lecho del río sin modificaciones ni indicios de contaminación	Cobertura vegetal nativa conservada Sin modificaciones morfológicas/topográficas
3	Mesohemerobia	Áreas de ribera con inicios de degradación, cruzadas por senderos y huellas de animales principalmente No se distinguen claros por la presencia de casas Lecho del río con indicios de contaminación pero sin intervenciones a la morfología	La vegetación nativa es la matriz dominante en el paisaje Se evidencia el ingreso de ganado por los senderos Indicios de vuelcos contaminantes (color/caños/canales en las imágenes del Google Earth, comprobación en campo).
4	β -euhemerobia	Áreas periurbanas o rurales con pobladores	La vegetación nativa está presente, pero con signos

		<p>dentro de una matriz de vegetación nativa aún presente</p> <p>Áreas abundantemente cruzadas por huellas y caminos de tránsito frecuente</p> <p>En este nivel se incluyen los parques con arboledas</p>	<p>evidentes de degradación</p> <p>Casas en claros, dispersas o agrupadas</p> <p>Pastizales con vegetación arbórea dispersa</p> <p>Parques urbanos implantados</p>
5	α -euhemerobia	<p>Áreas deforestadas</p> <p>Áreas en transición a una urbanización más densa: lotes cuadrangulares, calles demarcadas</p> <p>Cultivos</p> <p>Áreas verdes deportivas sin arbolado</p>	<p>Loteos en zonas periurbanas</p> <p>Deforestaciones recientes</p> <p>Canchas de fútbol, campos de golf, áreas recreativas con suelo natural</p> <p>Canales de transporte de agua</p> <p>Caminos principales (ripio o asfalto) atravesando áreas menos impactadas</p>
6	Polyhemerobia	<p>Áreas urbanizadas con presencia vegetal, aunque sea implantada y sin presencia predominante de asfaltos</p> <p>Áreas de extracción de áridos (canteras)</p> <p>Áreas de relleno con materiales naturales alóctonos al lecho y riberas (tierra y áridos sin residuos)</p> <p>Rectificación y controles del lecho fluvial</p>	<p>Morfología de la llanura fluvial alterada por controles construidos</p> <p>Suelos desnudos por acción antrópica</p> <p>Aguas muy contaminadas (comprobación a campo)</p> <p>Canteras y explotaciones que implican destrucción de la cubierta vegetal y remoción de suelos</p> <p>Puentes para tránsito vehicular sobre el lecho fluvial</p>

		Infraestructuras sobre el lecho fluvial Áreas muy contaminadas (suelos/aguas)	
7	Metahemerobia	Suelos impermeabilizados Reemplazo total de la cubierta original por cubiertas antrópicas Rellenos con residuos urbanos y de actividades de construcción Canalización con revestimiento del lecho fluvial	Construcciones con predominancia de cemento en la superficie Avenidas de costanera Basurales Transformaciones del paisaje que se consideran irreversibles en la práctica

Ejemplos de asignación de nivel de hemerobia



Figura VI.1. Celdas (línea amarilla delimita cada celda de 600 x 600 m) a las cuales se les asignó nivel 2 de hemerobia: bosque de ribera prácticamente sin intervenciones, lecho del río sin ninguna modificación a la morfología, no hay indicios de contaminación del agua.

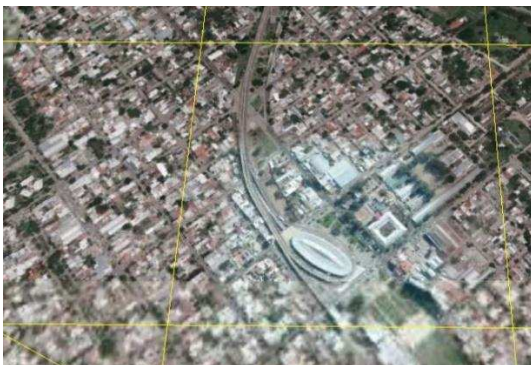


Figura VI.2. Celda (línea amarilla delimita cada celda de 600 x 600 m) a la cual se le asignó nivel 7 de hemerobia: reemplazo total de la cubierta original por cubiertas antrópicas, suelos impermeabilizados.



Figura VI.3. Celda (línea amarilla delimita cada celda de 600 x 600 m) a la cual se le asignó nivel 5 de hemerobia a partir de la valoración de elementos diversos: Áreas verdes deportivas sin arbolado (nivel de hemerobia 5). Parques urbanos con arboledas (nivel de hemerobia 4). Controles al lecho fluvial y puente vehicular (nivel de hemerobia 6). El valor final de la celda se estableció promediando estos valores.



Figura VI.4. Celda (línea amarilla delimita cada celda de 600 x 600 m) a la cual se le asignó nivel 3 de hemerobia. El lecho del río no presenta modificaciones a su morfología, pero se evidencia el vuelco de efluentes cloacales sin tratamiento aguas arriba (corriente de agua color gris-azulado a la izquierda).

Procesamiento geoestadístico

Una vez asignado el nivel de hemerobia a cada celda de 600 x 600, se realizó un procesamiento geoestadístico de *kriging*, trasladando los valores de hemerobia a celdas más pequeñas, de 300 x 300 m. Este procedimiento dio como resultado un nuevo mapa de valores de hemerobia correlacionados entre sí, de carácter continuo y sobre una malla de resolución más fina.

El término *kriging* designa a un método de inferencia espacial, basada en el uso de la correlación entre puntos vecinos. Nos permite estimar los valores de una variable en lugares no muestreados utilizando la información proporcionada por la muestra. Fue desarrollada por George Matheron, quien formalizó gran parte de las bases de la teoría geoestadística en los años 60. El procedimiento de *kriging* fue llamado así por Matheron en reconocimiento a Daniel Krige, ingeniero dedicado a la minería del oro durante los

años 50 en Sudáfrica, y pionero en el estudio de la correlación espacial con fines de predecir la variabilidad local del mineral en el área de explotación.

La técnica permite la interpolación de una variable desde puntos o áreas con valores conocidos hacia superficies continuas. Ajusta el comportamiento espacial de la variable en base a un modelo teórico llamado semivariograma, el cual describe el tipo de dependencia observada entre los puntos de la muestra y cómo varía esta con la distancia. El semivariograma provee por tanto de un valor de autocorrelación entre los puntos y su varianza, la cual se incrementa con la distancia.

Una vez conocido el semivariograma que mejor describe la correlación espacial de la variable de interés, éste provee la función matemática que nos permitirá la mejor predicción posible del comportamiento de la variable, y esta función matemática es la que utilizaremos en el *kriging*. El método de *kriging* se asemeja matemáticamente a una regresión lineal múltiple y el resultado es una variación suavizada y continua de los valores predichos por interpolación de la variable [248].

En este trabajo se utilizó la técnica con el fin de predecir el comportamiento de la variable hemerobia subdividiendo áreas grandes con valores enteros (las celdas de 600 x 600 a las que se asignaron valores de hemerobia categóricos) en áreas más pequeñas (celdas de 300 x 300 a las que se asignó el valor de hemerobia por medio del *kriging*). El procesamiento geoestadístico mencionado se realizó utilizando software GRASS GIS 7.4.1 [249] enlazado con software R [160], aplicando el paquete *gstat* [250, 251]. El mapa obtenido se exportó a nuevos archivos en sus versiones raster y vectorial, con su correspondiente tabla de atributos asignando las coordenadas y el valor de hemerobia a cada celda. Mediante software QGIS 3.4 [101] se clasificaron automáticamente las celdas en 6 rangos, correspondientes a los 6 niveles de hemerobia identificados en el área de estudio, mediante la aplicación de la herramienta de renderizado. Se generó una escala de color para referenciar las celdas correspondientes a cada clase de hemerobia y se editó un mapa final de niveles de hemerobia para el área de estudio. Posteriormente, se ubicaron los sitios de muestreo y se generó un buffer a cada punto, con una distancia de 1500 m. Se seleccionaron las celdas de la tabla de atributos del archivo vectorial cuyos centroides quedaron incluidos dentro del buffer, y en base a estas se calculó la media del nivel de hemerobia para cada sitio de muestreo. Este valor se utilizó como una variable continua en los posteriores análisis estadísticos.

Aplicación de Índices Bióticos basados en el nivel taxonómico de familia

Se aplicaron los Índices Bióticos BMWP' adaptado a la Cuenca del Salí [252], el ASPT correspondiente a la versión del BMWP y el IMRP [37]. Estos índices se seleccionaron por considerarse los más cercanos al área de estudio en términos ecorregionales y por la cobertura que ofrecían respecto de la cantidad de familias registradas en el área de estudio.

El índice BMWP' adaptado a la cuenca del Salí, (al cual llamaremos en este estudio BMWP'Salí) es derivado del índice BMWP, *Biological Monitoring Working Party*, originalmente desarrollado para evaluar contaminación en ríos de Inglaterra [253], y sobre el cual se han desarrollado posteriormente numerosas adaptaciones para aplicarlo en ríos de diferentes lugares del mundo y de Argentina. Este índice utiliza la composición de los ensambles bentónicos a un nivel taxonómico máximo de familia, y otorga a cada taxa registrado un valor de tolerancia a la contaminación entre 1 y 10, donde los valores más bajos son de taxa tolerantes a la contaminación y los valores más elevados corresponden a los taxa muy sensibles a la contaminación. Teniendo la lista de taxa registrados en cada sitio, desagregados en el nivel taxonómico requerido, se suman los valores de tolerancia de cada uno y a partir de esta sumatoria se obtiene el valor del índice biótico. Valores más elevados corresponderán a sitios con mejor calidad de agua. El índice utiliza la ocurrencia del taxa sin tomar en cuenta su abundancia.

El índice ASPT, *Average Score Per Taxon*, está asociado al BMWP con objeto de tomar en cuenta en la medida de la contaminación el hecho de que el índice puede dar un valor elevado por la sumatoria de muchas familias tolerantes, puesto que es aditivo en el cálculo. El ASPT divide al valor del índice BMWP por el número de taxa que fueron asignados al cálculo del índice, reflejando el valor promedio de sensibilidad por taxa registrado en el sitio.

El índice IMRP, Índice de Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos, fue desarrollado por Rodrigues-Capítulo [37] para evaluar contaminación en los arroyos y ríos de la ecorregión pampeana de Argentina, y también asigna valores de tolerancia, calculando finalmente el índice del sitio por sumatoria de los valores individuales de los taxa registrados. Los valores del índice IMRP varían entre 0 (contaminación muy fuerte) y 20 (contaminación nula), pudiendo obtener seis clases donde los mayores valores indican mejor calidad de agua.

Además del análisis de los índices bióticos para cada muestreo, se analizó el promedio para cada sitio tomando el valor obtenido en ambos años.

Correlación de diversidad, riqueza e índices bióticos con variables ambientales

Con el objetivo de reconocer la relación de los índices bióticos con la hemerobia y el QBR, así como la relación de los índices y de la riqueza taxonómica con las variables de calidad de agua, se realizó una correlación de Spearman con software R. Se consideraron como correlaciones moderadas a fuertes aquellas que reportaron un valor $\geq 0,50$.

Análisis del valor indicador de los macroinvertebrados bentónicos

Con el objetivo de conocer el valor indicador de los taxa registrados se utilizó el método TITAN (*Threshold Indicator Taxa ANalysis*) [254] aplicando el paquete TITAN2 [255] en software R [160]. TITAN detecta los puntos de cambio que se dan en los ensambles biológicos como respuesta a un gradiente ambiental. El método integra la ocurrencia, abundancia y direccionalidad de la respuesta de cada taxa individualmente, por lo cual pueden identificarse dichos taxa asignándoles un valor indicador dentro del ensamble, y en conjunto pueden indicarnos la probable composición de un ensamble en respuesta al gradiente. La direccionalidad de la respuesta se analiza como positiva (incremento de la ocurrencia y abundancia) o negativa (disminución de la ocurrencia y abundancia). El valor indicador se basa en los valores IndVal de Dufrene y Legendre [256], método ampliamente utilizado que relaciona la preferencia de un taxa respecto a un hábitat determinado, con la frecuencia con que ese taxa es registrado en el hábitat. El método ofrece un resultado de carácter predictivo y no implica el testeo de una hipótesis. Su interpretación principal es mediante las salidas gráficas, lo cual lo hace accesible en términos exploratorios cuando se requiere un análisis del potencial indicador de los taxa.

Para aplicarlo, siguiendo los requerimientos del software se seleccionaron los taxa con una frecuencia ≥ 3 , se transformó la matriz de datos de abundancia de taxa a $\log(x+1)$ y se aplicó la función base *titan*.

Se consideraron indicadores confiables del gradiente evaluado a los taxa que mostraron una pureza > 0.90 y una confiabilidad > 0.90 , sobre la base de 500 réplicas *bootstrap*.

La medida de pureza está dada por la proporción de réplicas *bootstrap* que asignan el taxa al mismo grupo de respuesta observado al inicio; y la confiabilidad está dada por la proporción de réplicas que muestran el IndVal con un $p < 0.05$.

Análisis de ordenación de los sitios en relación a los factores de impacto

Con el objetivo de identificar asociación de los sitios y los taxa con la calidad ambiental evaluada, se realizó un análisis de ordenación utilizando el pool de datos de ambos muestreos unificados, con los valores de hemerobia, QBR, calidad de aguas, y abundancias promedio de los taxa. Se aplicó un análisis RDA en paquete *vegan* [159], con los datos de abundancias de especies transformados a raíz cuadrada con método “hellinger” en la función *decostand* de *vegan*.

RESULTADOS

Niveles de hemerobia

La variable hemerobia adquirió con posterioridad al procedimiento geoestadístico valores entre un mínimo de 2,10 hasta un máximo de 7,11. La mayor parte del paisaje de ribera mostró algún grado de impacto (Figura VI.5), con un valor medio de 3,85 ($\pm 1,04$) que representa al nivel de β -euhemerobia. Este nivel implica un ecosistema degradado, con pérdida de bosque de ribera por presencia de población rural y pastoreo de ganado principalmente. También hay áreas afectadas por deforestación total y explotaciones de arena que provocan pérdida de la vegetación y de la estructura de los suelos.

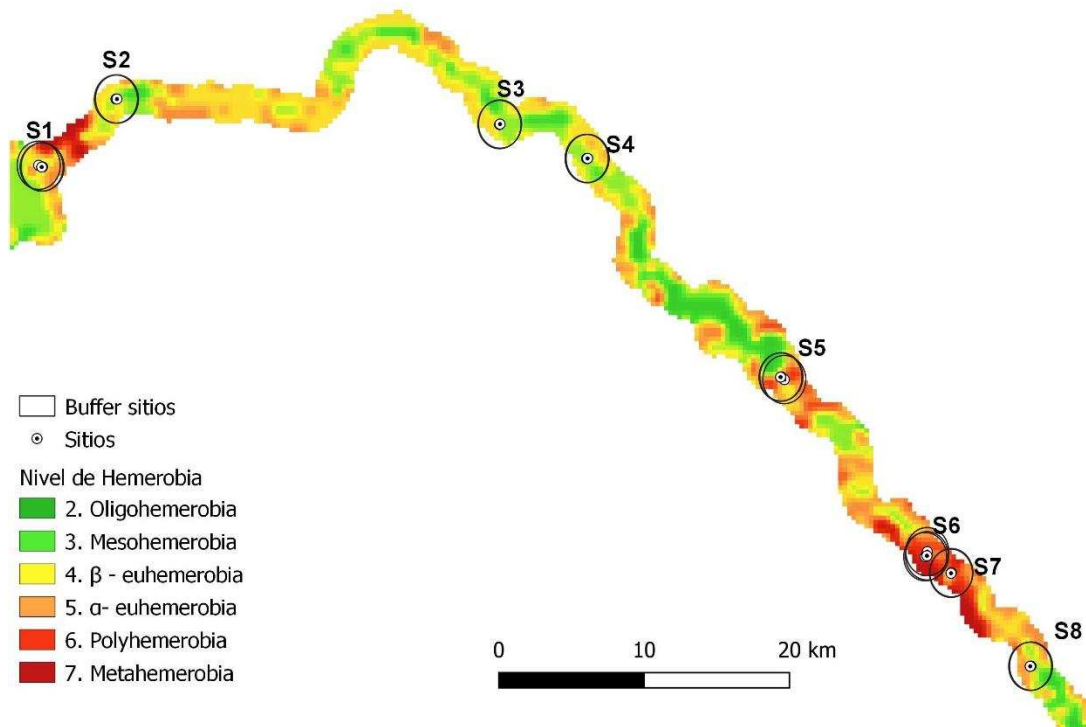


Figura VI.5. Mapa de Niveles de Hemerobia en el paisaje de riberas del Río Dulce. El valor de hemerobia está generado a partir del procesamiento geostadístico, como variable continua y representada sobre celdas de 300 x 300 m. El área analizada está definida en base a un buffer de 1200 m hacia cada lado desde el borde del agua, por lo que el curso fluvial está comprendido dentro del mapa de hemerobia. Menores valores de hemerobia significan menores niveles de intervención antrópica sobre el paisaje natural (verdes). Los valores máximos de hemerobia se relacionan con las áreas más intervenidas, con pérdida de naturalidad (rojos). Se señalan los sitios de muestreo y el círculo alrededor representa el buffer (1500 m) generado para obtener el valor medio de hemerobia para cada sitio.

El sitio con menor valor de hemerobia fue el S3 (3,36) con nivel de mesohemerobia localizado en un área rural con ninguna intervención a la morfología y manifestando sólo escasa degradación de la vegetación natural de la ribera. S1, S2, S4 y S5 mostraron niveles de β -euhemerobia, registrando principalmente un nivel más elevado de población asentada en la zona de ribera, tanto de tipo rural como periurbana, con la consecuente degradación de la vegetación natural y la multiplicación de huellas y caminos en el paisaje. El S8, también incluido en este nivel de hemerobia, registra además del asentamiento de población periurbana evidencias de contaminación por vuelco de efluentes cloacales. Los sitios S6 y S7 mostraron los valores más elevados de

hemerobia, localizados en la zona más urbanizada de las riberas del río, presentaron modificaciones a la morfología natural del cauce, impermeabilización de los suelos, rellenos con residuos urbanos y reemplazo de la vegetación nativa por especies implantadas propias del arbolado urbano (Figura VI.6).

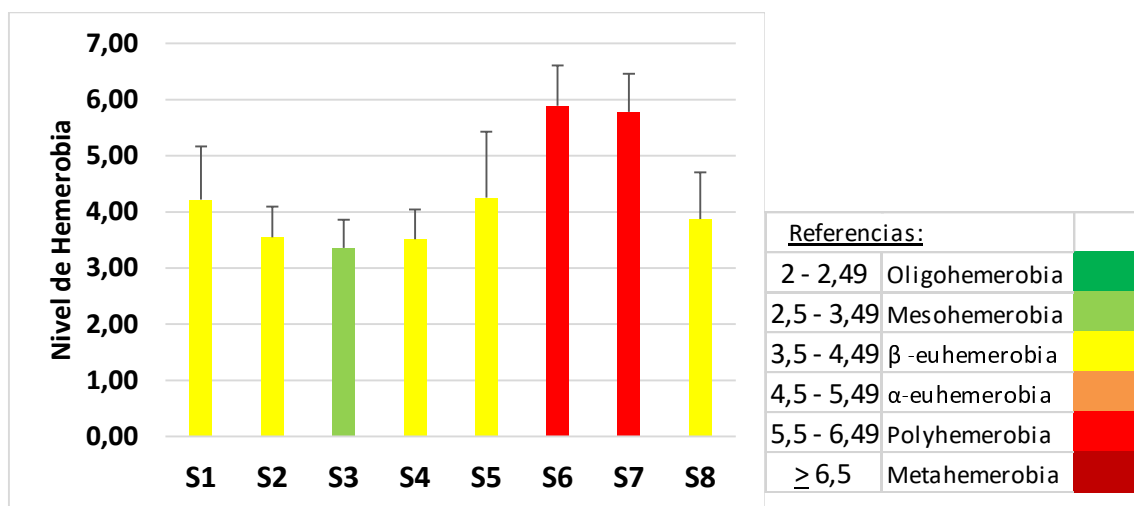


Figura VI. 6. Nivel de Hemerobia de los sitios, calculado como la media de los valores incluidos dentro del buffer generado para cada punto.

Aplicación de Índices Bióticos

Los taxa incluidos en el cálculo de los índices bióticos fueron 17 para el BMWP´Salí en los dos muestreos; y para el IMRP fueron 20 en el M1 y 21 en el M3 (Tabla VI.2 y Tabla VI.3).

Tabla VI.2. Taxa registrados en cada muestreo y valores de tolerancia del índice BMWP´Salí.

BMWP´Salí / ASPT			
Taxa	Vx	M1	M3
Caenidae	4	x	x
Baetidae	4	x	x
Oligoneuriidae	5		x
Leptophlebiidae	10	x	
Culicidae	2	x	x
Simuliidae	5	x	x
Ceratopogonidae	4	x	x

Chironomidae No Rojos	2	x	x
Chironomidae Rojos	1	x	x
Dolichopodidae	4	x	
Athericidae	4	x	
Ditiscidae	3		x
Ephydriidae	2	x	
Odonata	8		x
Hydroptilidae	6	x	x
Hydropsychidae	5		x
Copepoda	3	x	x
Ostracoda	3	x	x
Hydracarina	4	x	x
Hirudinea	3	x	x
Oligochaeta	1	x	x
		17	17

Tabla VI.3. Taxa registrados en cada muestreo y valores de tolerancia del índice IMRP.

IMRP			
Taxa	Vx	M1	M3
Ephemeroptera	1,5	X	X
Culicidae	0,3	X	X
Simuliidae	1,7	X	X
Ceratopogonidae	0,4	X	X
Chironomidae	0,45	X	X
Ephydriidae	0,2	X	
Trichoptera	1,8	X	X
Coleoptera	0,35	X	X
Odonata	1,4		X
Psocoptera	0,4	X	X
Hydracarina	0,3	X	X
Copepoda	0,35	X	X
Ostracoda	0,4	X	X
Cladocera	0,55	X	X
Hyalloella	0,9		X
Hydra	1	X	X
Turbellaria	0,5	X	X
Nematoda	0,1	X	X
Gastropoda	0,55	X	X
Hirudinea	0,55	X	X
Oligochaeta Naidinae	0,25	X	X
Oligochaeta Tubificinae	0,25	X	X
		20	21

Los índices bióticos aplicados registraron diferentes resultados según el año de muestreo (Tabla VI.4). El BMWP´Salí indicó aguas con algún grado de contaminación a fuertemente contaminadas en el muestreo 1, excepto para el S5 que registró aguas muy limpias en este muestreo. En el muestreo 3, se registró una mejor calidad de acuerdo a este índice, con aguas con algún grado de contaminación a muy contaminadas. En este período el sitio con mejor valor de calidad fue el S2 que registró aguas muy limpias. El ASPT por su parte indicó en ambos años valores que caracterizan como impactados en su calidad de aguas a todos los sitios.

Respecto del IMRP indicó contaminación débil en el muestreo 1, excepto para los sitios S3, S4 y S8. En el muestreo 3 también mostró una mejor calidad de aguas, con valores de contaminación escasa o nula en algunos sitios, y mostrando el mayor impacto en los sitios S7 y S8.

En general, los índices bióticos aplicados mostraron un valor menor en los sitios con impacto urbano, S6, S7 y S8 (Figuras VI.7 y VI.8).

Tabla VI. 4. Valores de los Índices Bióticos aplicados por sitio y muestreo.

	Muestreo 1			Muestreo 3		
	BMWP´Salí	ASPT	IMRP	BMWP´Salí	ASPT	IMRP
S1	23	2,56	6,49	29	2,90	8,24
S2	31	3,10	7,89	42	3,50	10,29
S3	6	1,00	0,45	15	3,00	4,9
S4	6	1,00	0,45	34	3,40	9,19
S5	48	3,43	6,5	40	3,64	12,34
S6	16	2,67	4,04	33	3,30	5,34
S7	19	3,17	4,75	17	2,83	2,05
S8	0	0	0	13	2,60	2,24

Clase	BMWPSalí	Valor del IMRP	Nivel de contaminación
Aguas limpias	>40		
Algún grado de contaminación	30-40		
Contaminadas	20-30		
Muy contaminadas	10-20		
Fuertemente contaminadas	<10	0 - 1	Contaminación muy fuerte
	ASPT	1,1 - 2,5	Contaminación fuerte
Sin impacto	>5,1	2,6 - 3,9	Contaminación moderada
Levemente impactado	4 - 5,1	4,0 - 7,9	Contaminación débil
Impactado	2,1 - 4	8,0 - 12	Contaminación escasa
Muy impactado	<2	12,1 - 20	Contaminación leve a nula

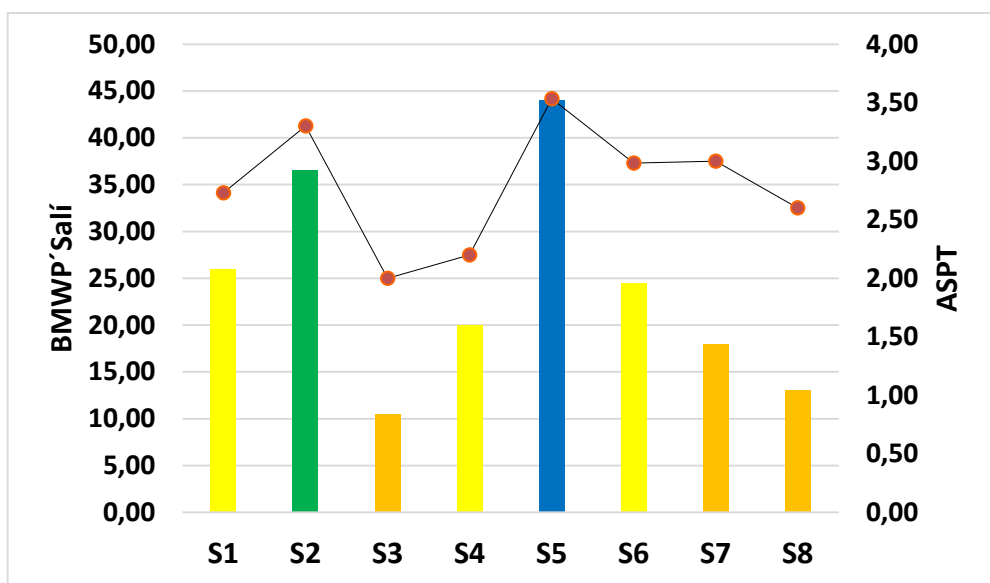


Figura VI. 7. Promedio de los dos muestreos para el BMWPSalí y su correspondiente ASPT, por sitio.

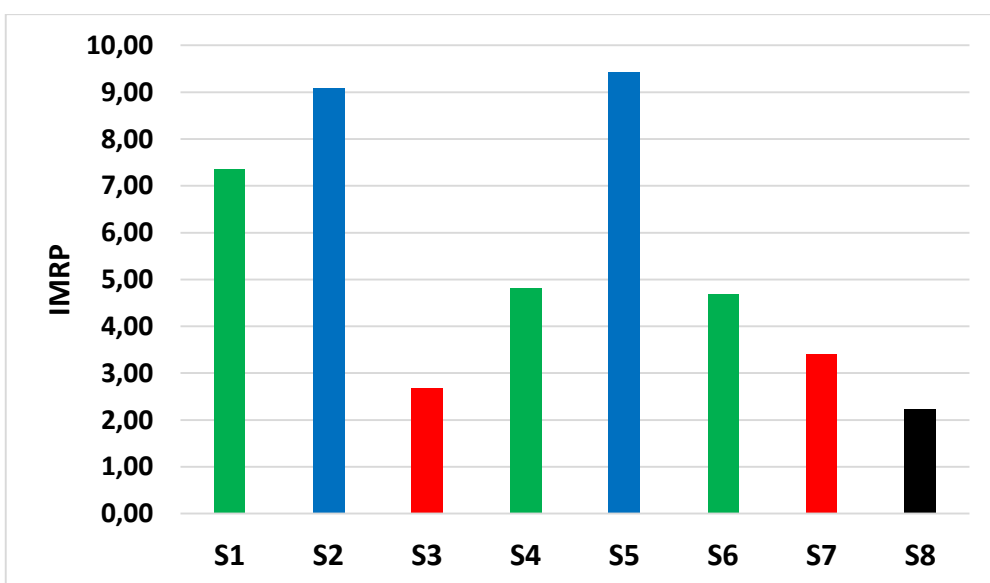


Figura VI. 8. Promedio de los dos muestreos para el IMRP, por sitio.

Correlación de diversidad, riqueza e índices bióticos con variables ambientales

De las variables de calidad de agua, el OD y el pH mostraron moderada (> 0,50) a alta correlación positiva con la riqueza y diversidad de los ensambles (Tabla VI.5). Solamente el OD mostró correlación positiva con los índices bióticos aplicados. La CE mostró correlación negativa con la equitatividad, al igual que con el nivel de hemerobia del paisaje. Respecto a esta última variable, el análisis mostró también una correlación positiva con la riqueza taxonómica de dípteros no quironómidos y una alta correlación negativa con el índice QBR.

Tabla VI. 5. Valores de correlación de Spearman para las métricas de diversidad y los índices bióticos, con las variables de calidad de aguas y de riberas. R: riqueza taxonómica del grupo especificado. R_TEOC: Riqueza taxonómica acumulada de Tricópteros, Efemerópteros, Odonatos y Coleópteros. C-R: colectores-recolectores, C-F: colectores-filtradores, P: depredadores, Ras: raspadores. Se señalan los coeficientes de correlación superiores a 0,50; rojo: negativa; verde: positiva.

	QBR	Hemerobia	Tem	pH	CE	OD	DBO	Transparencia
Riqueza	-0,09	0,23	-0,37	0,62	-0,07	0,62	0,19	-0,14
Shannon	0,04	0,04	-0,32	0,38	-0,13	0,69	0,26	0,00
Equitatividad	0,41	-0,56	0,01	-0,16	-0,63	0,16	-0,32	0,60
Densidad	-0,09	0,27	-0,44	0,68	0,17	0,39	0,18	-0,19
%_quironómidos	-0,29	0,09	-0,15	0,14	0,24	-0,12	-0,43	0,01
%_oligoquetos	-0,13	0,27	-0,06	0,57	-0,23	0,52	0,44	-0,15
%_otros taxa	0,07	-0,18	-0,30	-0,21	-0,27	0,43	-0,11	0,40
R_quironómidos	-0,11	0,24	-0,40	0,59	0,22	0,41	0,07	-0,23
R_otros dípteros	-0,43	0,50	-0,19	0,36	0,03	0,67	0,15	-0,39
R_oligoquetos	-0,14	0,21	-0,25	0,51	-0,22	0,69	0,34	-0,06
R_TEOC	-0,01	0,14	-0,39	0,45	0,05	0,60	0,08	-0,11
R_otros taxa	-0,08	0,22	-0,43	0,55	-0,06	0,56	0,25	-0,10
%_C-R	-0,61	0,36	0,00	0,06	-0,25	-0,03	-0,54	0,12
%_C-F	0,22	-0,16	-0,43	-0,11	0,09	0,07	-0,32	0,32
%_P	0,01	0,05	0,01	0,47	-0,01	0,58	0,66	-0,15
%_Ras	-0,07	-0,03	-0,34	0,10	-0,19	0,32	0,35	0,30
R_C-R	-0,14	0,22	-0,31	0,59	-0,14	0,64	0,21	-0,07
R_C-F	0,09	0,00	-0,62	0,43	0,32	0,49	0,10	-0,06
R_P	0,01	0,21	-0,27	0,56	0,01	0,61	0,30	-0,25
R_Ras	-0,04	-0,05	-0,37	0,12	-0,14	0,29	0,33	0,33
BMWPSalí	-0,13	0,29	-0,37	0,44	-0,03	0,71	0,12	-0,18
ASPT	-0,11	0,23	-0,34	0,33	0,13	0,58	-0,05	-0,18
IMRP	0,03	0,06	-0,43	0,43	0,00	0,65	0,16	-0,05
QBR	1,00	-0,80	0,10	0,01	0,10	-0,09	0,26	0,10

Análisis del valor indicador de los macroinvertebrados bentónicos

El análisis TITAN indicó respuesta negativa donde 4 de los 47 taxa incluidos en el análisis mostraron sensibilidad al incremento de variables de calidad de agua y 18 taxa mostraron respuesta positiva al gradiente de calidad de agua (Figura VI.9).

Cladocera fue el único taxa que mostró sensibilidad ante el incremento de temperatura del agua, con una respuesta negativa. El pH registró incrementos de *Cryptochironomus* sp., *Goeldichironomus* sp., *Chironomus* sp., *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Pristina osborni* y *Nais communis*; mientras *Harnischia* sp1 mostró una respuesta negativa ante el cambio de pH. La CE mostró respuesta positiva de *Lopescladius* sp., Cladocera y *Pelomus* sp., con respuesta negativa por parte de *Chironomus* sp. El OD mostró respuesta positiva en *Stylaria fossularis*, *Chaetogaster diaphanus*, *Nais communis*, *Chironomus* sp., Ceratopogonidae, *Hydra* sp., y Copepoda. Respecto de la DBO, hubo respuesta negativa de *Lopescladius* sp. y Simuliidae, y positiva de *Goeldichironomus* sp., *Chironomus* sp., *Pristina osborni* y *Limnodrilus hoffmeisteri*.

Veinticuatro taxa respondieron a las características del hábitat, contando entre estas la granulometría del sustrato, profundidad, velocidad de la corriente y caudal (Figura VI.10). El incremento de las proporciones de arenas gruesas y medias en el sustrato registró respuesta negativa de *Stylaria fossularis*, *Dero obtusa*, *Nais communis* y *Limnodrilus hoffmeisteri*, de *Caladomya* sp., *Pelomus* sp. y *Goeldichironomus* sp., así como de Hirudinea, Nematoda y Turbellaria. Varios taxa mostraron respuesta positiva al incremento de MO en los sedimentos, estos fueron *Pristina jenkiniae*, *P. osborni*, *Nais communis*, *Dero obtusa*, *Stylaria fossularis*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Goeldichironomus* sp., *Pelomus* sp., *Caladomya* sp., Caenidae, Hirudinea, Gastropoda, e *Hydra* sp. El incremento de profundidad provoca una respuesta negativa en Cladocera, *Pelomus* sp. y Copepoda; y la velocidad en *Chironomus* sp., Copepoda y Ceratopogonidae.

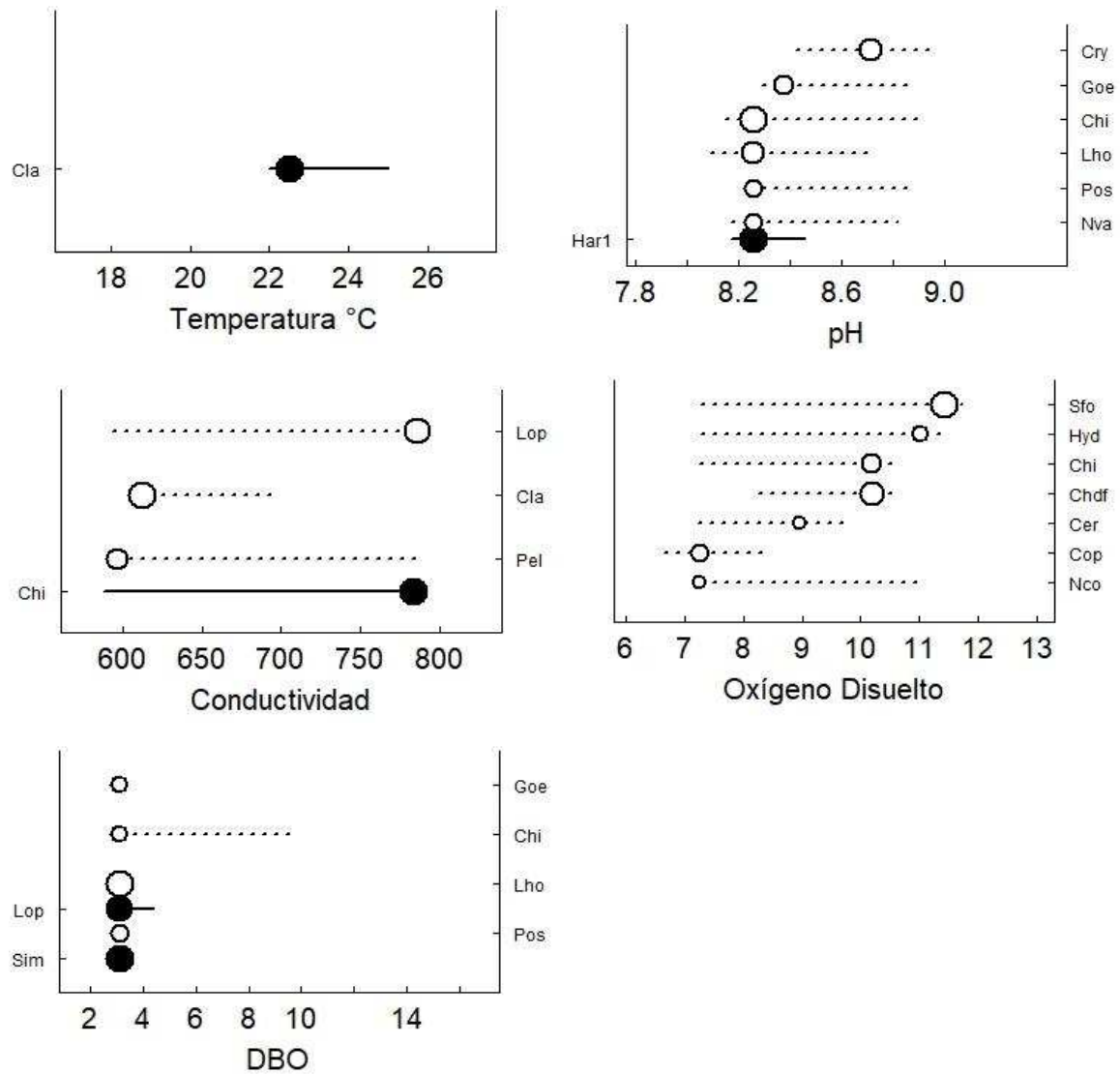


Figura VI.9. Salida gráfica del análisis TITAN para los gradientes dados por las variables de calidad de agua. El círculo representa el punto de cambio del taxa en el gradiente ambiental; círculo vacío: taxa con respuesta positiva; círculo lleno: taxa con respuesta negativa; el tamaño del círculo es proporcional a la puntuación (score) obtenida por el taxa en base al IndVal; y las líneas representan los cuantiles 0,05-0,95 determinados por remuestreo de los datos observados. Los acrónimos de los taxa se pueden consultar en la Tabla II.1 (Cap. II Anexo).

Respecto a los análisis de hemerobia del paisaje de riberas *Harnischia* sp1 mostró respuesta negativa ante el gradiente, mientras Ceratopogonidae y *Thienemanniella* sp. mostraron respuesta positiva. Para el índice QBR únicamente Cladocera mostró respuesta, siendo ésta positiva (Figura VI.11).

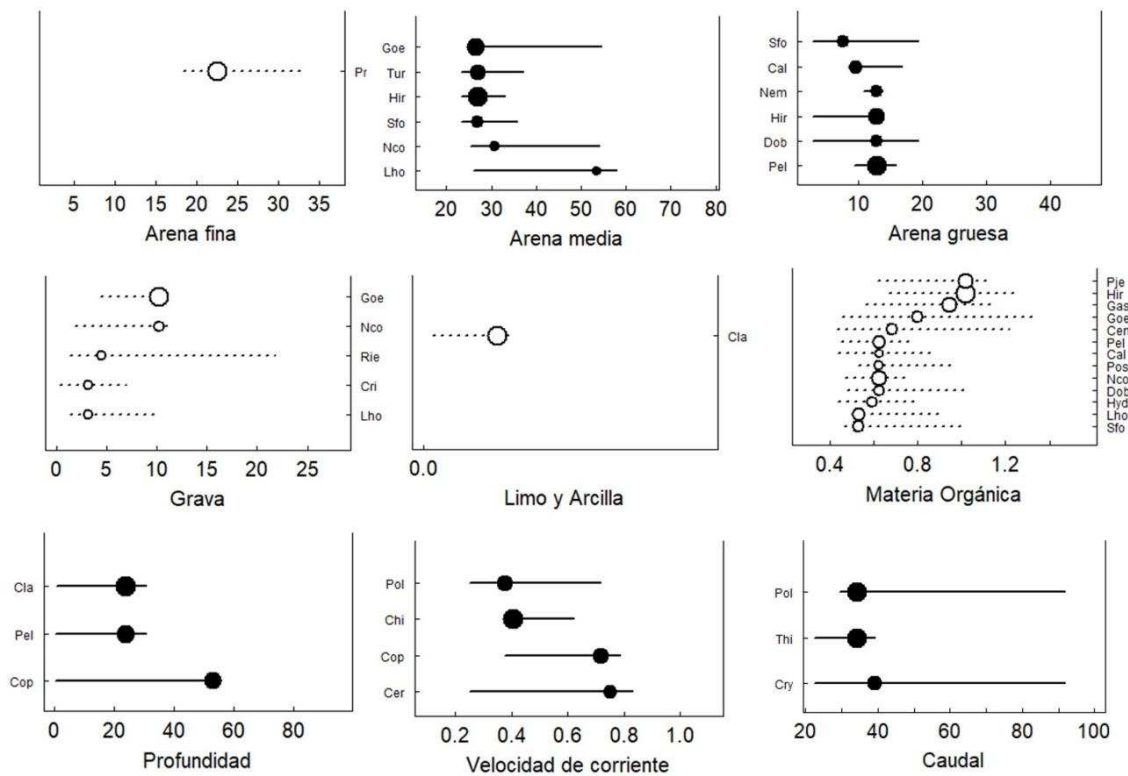


Figura VI.10. Salida gráfica del análisis TITAN para los gradientes dados por las variables de características del hábitat. El círculo representa el punto de cambio del taxa en el gradiente ambiental; círculo vacío: taxa con respuesta positiva; círculo lleno: taxa con respuesta negativa; el tamaño del círculo es proporcional a la puntuación (score) obtenida por el taxa en base al IndVal; y las líneas representan los cuantiles 0,05-0,95 determinados por remuestreo de los datos observados. Los acrónimos de los taxa se pueden consultar en la Tabla II.1 (Cap. II Anexo).

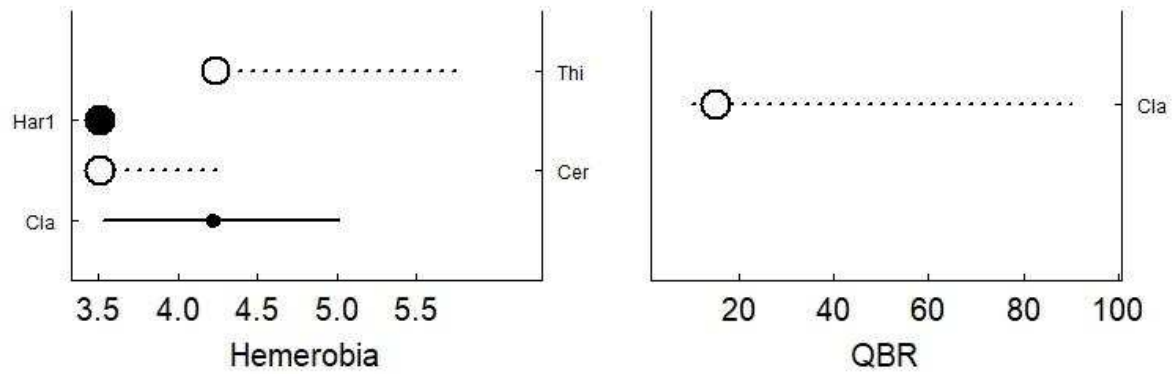


Figura VI.11. Salida gráfica del análisis TITAN para los gradientes del paisaje de ribera. El círculo representa el punto de cambio del taxa en el gradiente ambiental; círculo vacío: taxa con respuesta positiva; círculo lleno: taxa con respuesta negativa; el tamaño del círculo es proporcional a la puntuación (score) obtenida por el taxa en base al IndVal; y las líneas representan los cuantiles 0,05-0,95 determinados por remuestreo de los datos observados. Los acrónimos de los taxa se pueden consultar en la Tabla II.1 (Cap. II Anexo).

Análisis de ordenación de los sitios en relación a los factores de impacto

El RDA (Componente 1: 0,4658; Componente 2: 0,2913; R^2 : 0,678) agrupó los sitios S1, S2 y S5 con mayores valores de riqueza taxonómica e índices bióticos, asociados a las variables OD y pH. Los sitios S3 y S4 se agruparon con los sitios con mayor impacto urbano, S6 y S7, con presencia mayoritaria de *Lopescladius* sp., *Harnischia* sp1, *Cricotopus* sp., Nematoda, Simuliidae, ?*Corbicula fluminea* y Baetidae. El S8 se distinguió por la menor calidad de agua con los mayores valores de DBO y CE, y los taxa *Cryptochironomus* sp. y *Pelomus* sp. (Figura VI.12).

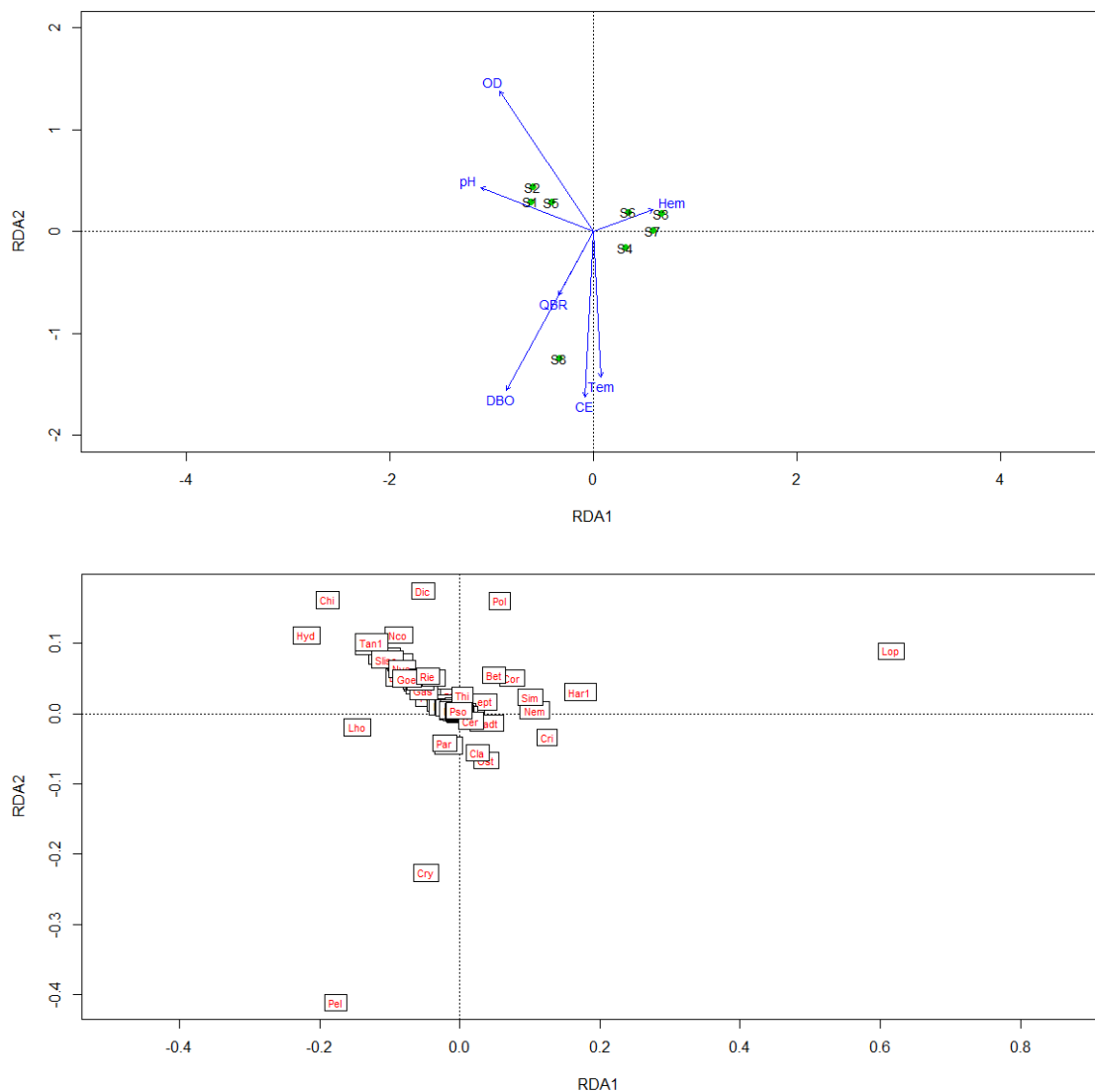


Figura VI. 12. Análisis RDA representando a los sitios en relación a las variables ambientales (arriba) y la distribución de taxa (abajo). La visibilidad de los taxa en el gráfico está priorizada por su abundancia, aplicando función ordilabel en Vegan. Los acrónimos de los taxa se pueden consultar en la Tabla II.1 (Cap. II).

DISCUSIÓN

El análisis de hemerobia mostró que el paisaje de ribera del Río Dulce registra importantes niveles de impacto, con una escasa superficie que puede considerarse relativamente conservada. Aun en estas áreas, se evidencian avances en los cambios de uso de la tierra sin una planificación tendiente a la protección de los ecosistemas de ribera. Este bosque está clasificado como área forestal protectora en la conocida como

Ley de Bosques, a la que la provincia de Santiago del Estero adhiere mediante Ley N° 6841, pero se detectan deforestaciones totales inclusive en el tramo con uso rural.

En el sector urbanizado la construcción de obras de infraestructura no contempla una planificación acorde al nivel de protección que la normativa establece para la zona de ribera. Las obras de carácter residencial, recreativo y vías de transporte se realizan sobre la base de la destrucción inicial del ecosistema, con desmonte y remoción de los suelos naturales y posterior relleno de las áreas más bajas con materiales alóctonos en los cuales predomina el uso de escombros y residuos urbanos sin separación. En el tipo de construcción se prioriza la cobertura con materiales impermeabilizantes como el hormigón, principalmente por las obras viales que se proyectaron aprovechando el corredor fluvial en los últimos años. Finalmente, en algunos casos se recupera cierto nivel de cobertura vegetal, pero generalmente asociada a las áreas recreativas, con la implantación de especies propias de las parquizaciones urbanas y escasa presencia de las nativas de ribera. Estas características confieren al tramo urbano niveles de hemerobia elevados y proyectan una tendencia a futuro que implica mayores pérdidas del ecosistema de ribera y de los servicios asociados [257].

El índice QBR que fuera aplicado inicialmente para la caracterización de los sitios (Cap. I) presentó una fuerte correlación con la medida de hemerobia en los sitios de muestreo. Esta correlación fue negativa puesto que a mayores niveles de hemerobia se corresponden valores de calidad más bajos del QBR. Ambos índices reflejaron satisfactoriamente las condiciones de la ribera, aunque el de hemerobia permite inferir cuáles áreas se encuentran mejor conservadas a escala de paisaje y también alertar sobre las amenazas, mientras el QBR refleja la condición de las riberas puntualmente a la escala de sitio y en el momento de relevamiento. Por ello se considera que ambos pueden complementarse para lograr una evaluación más integral y prospectiva del estado ecológico en el sistema fluvial. Desde la perspectiva del análisis de paisaje, algunos autores plantean la ventaja de poder convertir los índices de evaluación a variables continuas mediante las aplicaciones geoestadísticas [258]. Esto permite utilizar el gradiente de impacto en el paisaje en los análisis estadísticos, y relacionarlo con las variables clásicas de la evaluación físico-química y biológica generalmente evaluadas en los ecosistemas acuáticos [259].

Como aporte a la gestión ambiental, el nivel de hemerobia en el paisaje resultó una herramienta cuya aplicación requiere de una visión holística, donde los elementos naturales y antrópicos se integran y el criterio de análisis puede adaptarse a las

características del paisaje local. Además, el análisis de hemerobia permite cierta capacidad predictiva, puesto que podemos evaluar tendencias en el uso y transformación del paisaje (hacia dónde está creciendo el área urbana, qué zonas están siendo ocupadas más densamente por población, etc.). Esto puede facilitar la toma de medidas preventivas de la degradación. Se puede trabajar a diferentes escalas de paisaje, la metodología permite analizar grandes áreas y seleccionar la escala del análisis tanto en función de los objetivos del trabajo como de los recursos (humanos, materiales y tiempo de trabajo) que se dispongan. Puede ser útil para establecer sitios de monitoreo, sitios en áreas con menor valor de hemerobia podrían ser tomados como sitios de referencia y también permitiría establecer sitios en las zonas más impactadas.

El QBR es un índice que requiere un trabajo de campo muy puntual, lo que hace más difícil cubrir grandes áreas. Es altamente dependiente de la naturalidad y exige un conocimiento ecológico fuerte del área que se analiza (definición de bosque de ribera, especies vegetales típicas). No tiene aplicación predictiva, y no se hace una lectura del contexto en el que está inmerso ese punto a la hora de evaluarlo. Por lo que se recomendaría utilizar el análisis de hemerobia para el monitoreo de integridad ecológica del sistema fluvial, y utilizar el QBR como complementario en los sitios de monitoreo.

Los índices bióticos aplicados, por su parte, mostraron una fuerte influencia en su cálculo de la riqueza taxonómica reportada para cada sitio. No se podría afirmar que la valoración de calidad de aguas obtenida en los sitios S3 y S4 esté relacionada exclusivamente a las variables físico-químicas, cuando la influencia de las condiciones del hábitat (velocidad de la corriente, profundidad, granulometría del sustrato) sobre la densidad y diversidad de los ensambles fue demostrada en los capítulos anteriores. También es evidente la influencia de la dinámica hidrológica del sistema fluvial sobre la calidad del agua. Aun cuando se utilizaron para la aplicación de los índices bióticos los muestreos de aguas bajas con la estructura más estable de los ensambles, se obtuvieron diferencias importantes entre los muestreos, que se podrían relacionar con la variabilidad temporal que también se demostró elevada en el sistema. La introducción de la variabilidad espacio-temporal propia de la dinámica de cada sistema fluvial ha sido considerada por numerosos autores como un factor a tener en cuenta ya que puede llevar a conclusiones erróneas, y por ende un desafío inherente al desarrollo de las herramientas de bioindicación [191].

Sin embargo, en el panorama general los índices bióticos reflejaron el gradiente ambiental en el cual se hace evidente el impacto urbano sobre el sistema fluvial, tanto

en relación a la calidad del agua como a los disturbios relacionados con la sustracción del caudal y la pérdida del ecosistema de ribera. Respecto de la calidad del agua, el oxígeno disuelto mostró una fuerte correlación positiva con los valores de riqueza taxonómica y con los índices bióticos, por lo que puede interpretarse que estos serían aplicables al sistema, aunque replanteando aspectos de muestreo que permitan cubrir áreas con mejor estado de conservación y disponibilidad de hábitats. En particular resultó de interés la correlación positiva del oxígeno disuelto con la riqueza taxonómica de la Clase Oligochaeta, grupo por lo general asociado a valores de calidad de agua fuertemente impactados [173, 242]. Los análisis mostraron que hay un potencial indicador en los ensambles, tanto en relación a la calidad del agua como a las características hidromorfológicas del sistema fluvial.

Cualquiera de los índices aplicados debería ser ajustado localmente para asegurarse que esté representando efectivamente las clases de calidad de agua. El BMWP´Salí es el que más se acerca desde una perspectiva ecorregional al área de estudio, al pertenecer a la misma cuenca, por lo que se recomendaría en caso de ser necesario aplicarlo en forma generalizada. Se debe contemplar que los sitios de muestreo no presenten restricciones de hábitat. Un muestreo multihábitat y en sitios con la mayor heterogeneidad posible serían más adecuado para biomonitoreo. También podría contemplarse el uso de sustratos artificiales para homogeneizar la disponibilidad de hábitat físico entre los sitios y asegurar que efectivamente es la calidad del agua el factor testado.

Entre los taxa que mostraron respuesta a los gradientes analizados, se observó una importante presencia de oligoquetos y quironómidos. Siendo éstos los taxa dominantes del sistema fluvial resulta de interés profundizar el estudio de su valor indicador a un nivel taxonómico más profundo, estableciendo el rol de los géneros y especies en el desarrollo de herramientas de biomonitoreo. En este sentido, también resulta de interés contemplar el valor de los rasgos biológicos de estos grupos para diferenciar sitios con diferentes tipos y grados de impacto. Trabajos relacionados a la bioindicación en sistemas fluviales en los cuales oligoquetos y quironómidos son dominantes proponen la identificación a nivel de género, particularmente para los quironómidos, para distinguir entre sitios con diferentes calidad de agua [260, 261]. Respecto de los oligoquetos, se han desarrollado numerosos estudios que demuestran que las especies de este grupo tienen diferente grado de tolerancia a la contaminación, e inclusive existen índices para utilizarlos como indicadores [262–266]. De los índices bióticos aplicados, el BMWP´Salí distingue entre los quironómidos rojos y no rojos, ya que es reconocido

que las especies cuyas larvas deben el color rojo a la presencia de hemoglobina son mucho más tolerantes a la contaminación, y pueden almacenar oxígeno, lo que les permite tolerar inclusive condiciones de anoxia temporal. Las especies del género *Chironomus*, muy abundantes en el Río Dulce, tienen esta característica [158].

En cuanto a los oligoquetos naidíneos, que fueron los que mostraron la mayor riqueza de taxa en los sitios con mejor calidad de agua, son menos tolerantes a la contaminación que por ejemplo *Limnodrilus hoffmeisteri*, también presente en algunos sitios con menor calidad de agua en el sistema fluvial. Esta característica es reconocida en el índice IMRP, que distingue entre diferentes familias de oligoquetos para valorar su grado de tolerancia a la contaminación. Otros taxa acompañantes, como los efemerópteros cénidos y bétidos, los simúlidos, los tricópteros Hydropsychidae y los hidrácaros han sido reportados como de tolerancia intermedia en estudios similares [173].

El análisis de ordenación corrobora que los sitios con mayor diversidad y los mayores valores de los índices bióticos se asocian positivamente con la mejor calidad de agua y los menores impactos sobre las riberas, y que los sitios S3 y S4 se agrupan con los sitios urbanos, aun cuando están localizados en el tramo bajo uso rural y con los menores valores de hemerobia.

Se corrobora que para realizar un análisis de integridad ecológica es necesario contemplar el ambiente en toda su complejidad, hay que conocer el sistema ecológico, seleccionar cuidadosamente los sitios de monitoreo y los momentos para evitar la confusión entre la influencia de factores naturales y factores de estrés antrópico.

CONCLUSIONES

Las riberas del Río Dulce muestran moderados a fuertes niveles de impacto, con degradación del bosque de ribera, y pérdida irreversible de la vegetación y morfología natural en las áreas urbanizadas.

El índice QBR y el análisis de Hemerobia del paisaje de ribera pudieron complementarse entre sí, facilitando un análisis más integral del contexto de los sitios utilizados para la evaluación físico-química y biológica.

Los Índices Bióticos registraron el gradiente de impacto sobre la calidad del agua, aunque estuvieron muy influenciados por las características físicas del hábitat en los sitios con menor adecuación para la colonización por parte de los ensambles bentónicos.

Esto plantea la necesidad de ajustar aspectos metodológicos relacionados a la selección de los sitios con el objetivo de un adecuado biomonitoreo de calidad de aguas.

Las métricas de riqueza, diversidad, grupos funcionales tróficos e índices bióticos se correlacionaron significativamente con las variables de calidad de agua.

Los taxa mostraron valor indicador tanto de las variables de calidad de agua como respecto de las características del hábitat, por lo tanto, se plantea la necesidad de ampliar los estudios para diferenciar adecuadamente las respuestas ecológicas relacionadas a gradientes de impacto de aquellas relacionadas a características físicas y morfológicas del hábitat fluvial. Para ello se podría utilizar sustratos artificiales que homogeneizan las características físicas.

Los quironómidos y oligoquetos, dominantes en el sistema fluvial, mostraron valor indicador a nivel de géneros y especies, por lo tanto, se plantea la necesidad de profundizar los estudios a fin de aprovechar el potencial indicador de niveles de resolución taxonómica más finos, respecto de estos taxa.

Aun con la heterogeneidad espacial del tramo del Río Dulce estudiado se logra una diferenciación de los sitios en base a los índices bióticos y los impactos identificados, separando a aquellos sitios que muestran una mejor calidad ecológica de aquellos con menores valores de calidad ambiental.

CONCLUSIONES GENERALES

El sistema fluvial del Río Dulce presenta un gradiente de impacto ambiental, en relación a la disminución de la calidad del agua por impacto urbano, por la degradación y pérdida del paisaje de riberas fluviales y por el manejo de caudales para aprovechamiento de sus recursos hídricos.

El sistema fluvial mostró capacidad de sostener ensambles de macroinvertebrados bentónicos relativamente diversos y en altas densidades, aunque la mayoría de los taxa registrados pertenecen a grupos relativamente generalistas y tolerantes a los impactos, pertenecientes principalmente al grupo funcional de los C-R, como son los quironómidos, oligoquetos, e inclusive entre los efemerópteros y odonatos las familias registradas pertenecieron a los grupos considerados en muchos estudios como de sensibilidad intermedia, tal es el caso de los cénidos y bétidos, por ejemplo.

La diversidad β fue muy elevada entre los sitios, debida principalmente al componente de reemplazo taxonómico, y las variables más importantes para la distribución de los taxa fueron la granulometría del sustrato y el contenido de materia orgánica asociado.

Además de la heterogeneidad espacial, otro aspecto que ha mostrado una fuerte influencia sobre el sistema fue el de variabilidad temporal, relacionado con el pulso de crecida estacional, que provoca una declinación muy importante de la densidad y riqueza. En la recuperación posterior a los eventos de crecida se observó un recambio taxonómico muy elevado.

Entre los impactos al sistema mostró un efecto muy marcado la sustracción de caudales, que provoca una disrupción longitudinal muy marcada, con diferenciación de la estructura de los ensambles entre aguas arriba y aguas abajo del azud derivador hacia el sistema de riego.

El índice QBR y el análisis de Hemerobia del paisaje de ribera pudieron complementarse entre sí, facilitando un análisis más integral del contexto de los sitios utilizados para la evaluación físico-química y biológica. La aplicación de los Índices Bióticos permitió registrar el gradiente de impacto sobre la calidad del agua, aunque estuvieron muy influenciados por las características del hábitat en los sitios menos favorables para la colonización por parte de los ensambles bentónicos. Esto plantea la necesidad de ajustar aspectos metodológicos relacionados a la selección de los sitios con el objetivo de un adecuado biomonitoreo de calidad de aguas.

Los taxa mostraron valor indicador tanto de las variables de calidad de agua como respecto de las características del hábitat, por lo tanto, se plantea la necesidad de ampliar los estudios para diferenciar adecuadamente las respuestas ecológicas relacionadas a gradientes de impacto de aquellas relacionadas a características físicas y morfológicas del hábitat fluvial.

Los quironómidos y oligoquetos, dominantes en el sistema fluvial, mostraron valor indicador a nivel de géneros y especies, por lo tanto, se plantea la necesidad de profundizar los estudios a fin de aprovechar el potencial indicador de niveles de resolución taxonómica más finos, respecto de estos taxa.

A pesar de la heterogeneidad espacial presentada en el eje fluvial estudiado, se logra una diferenciación de los sitios en base a la aplicación de los índices bióticos y los impactos identificados, separando a aquellos sitios que muestran una mejor calidad ecológica de aquellos con menores valores de calidad ambiental.

Se concluye, respecto a la hipótesis formulada, que es factible utilizar a los ensamblajes de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de integridad ecológica en el Río Dulce, porque hay una estructura de ensamblajes diversa y asociada a diferentes características tanto de calidad de aguas como hidrológicas, morfológicas y en relación a los impactos antrópicos que se pudieron identificar en el sistema fluvial.

BIBLIOGRAFÍA

1. D Dudgeon, AH Arthington, MO Gessner, Z-I Kawabata, DJ Knowler, C Lévêque, ... CA Sullivan (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.*, 81(02), 163.
2. S Sabater, A Elosegui (2013) *River conservation: challenges and opportunities*. Bilbao, España: Fundación VVBA.
3. C Zarfl, AE Lumsdon, J Berlekamp, L Tydecks, K Tockner (2014) A global boom in hydropower dam construction. *Aquat. Sci.*, 77(1), 161–170.
4. CJ Vörösmarty, PB McIntyre, MO Gessner, D Dudgeon, A Prusevich, P Green, ... PM Davies (2010) Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555–561.
5. M Vighi, A Finizio, S Villa (2006) The Evolution of the Environmental Quality Concept: From the US EPA Red Book to the European Water Framework Directive. *Environ. Sci. Pollut. Res. - Int.*, 13(1), 9–14.
6. L Li, B Zheng, L Liu (2010) Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: Definitions, approaches and trends. *Procedia Environ. Sci.*, 2, 1510–1524.
7. Y Lu, R Wang, Y Zhang, H Su, P Wang, A Jenkins, ... G Squire (2015) Ecosystem health towards sustainability. *Ecosyst. Heal. Sustain.*, 1(1), 1–15.
8. PK Singh, S Saxena (2018) Towards developing a river health index. *Ecol. Indic.*, 85(December 2017), 999–1011.
9. JR Karr, KD Fausch, PL Angermeier, PR Yant, IJ Schlosser (1986) Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale. *Illinois Nat. Hist. Surv. Spec. Publ.* 5, 5(August), 28.
10. JR Karr (1991) Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecol. Appl.*, 1(1), 66–84.
11. JR Karr (1999) Defining and Measuring River Health. *Freshw. Biol.*, 41, 221–234.

12. JR Karr (2006) Seven Foundations of Biological Monitoring and Assessment. *Biol. Ambient.*, 20(2), 7–18.
13. VH Dale, SC Beyeler (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Indic.* 1, 1, 3–10.
14. JR Karr, DR Dudley (1981) Ecological perspective on water quality goals. *Environ. Manage.*, 5(1), 55–68.
15. DM Rosenberg, VH Resh (1993) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall.
16. MT Barbour (1998) USEPA Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers. , 1–35.
17. N Bonada, N Prat-Fornells, VH Resh, B Statzner (2006) Developments in aquatic insect biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annu. Rev. Entomol.*, 51(1), 495–523.
18. N Prat-Fornells, B Ríos, R Acosta, M Rieradevall (2006) Los Macroinvertebrados Como Indicadores De Calidad De Las Aguas. *Macroinvertebrados bentonicos Sudam.*, 645.
19. G Roldán-Pérez (2016) Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Rev. la Acad. Colomb. Ciencias Exactas, Físicas y Nat.*, 40 (155), 254.
20. MC Zimmerman (1993) The Use of the Biotic Index as an Indication of Water Quality. *Education*, 85–98.
21. W Brack, V Dulio, M Ågerstrand, I Allan, R Altenburger, M Brinkmann, ... B Vrana (2017) Towards the review of the European Union Water Framework Directive: Recommendations for more efficient assessment and management of chemical contamination in European surface water resources. *Sci. Total Environ.*, 576, 720–737.
22. J Radinger, JD Alcaraz-Hernández, E García-Berthou (2018) Environmental and spatial correlates of hydrologic alteration in a large Mediterranean river catchment. *Sci. Total Environ.*, 639, 1138–1147.

23. T Zhou, J Bao, M Huang, Z Hou, E Arntzen, X Song, ... GE Hammond (2018) Riverbed Hydrologic Exchange Dynamics in a Large Regulated River Reach. *Water Resour. Res.*
24. F Salmaso, G Crosa, P Espa, G Gentili, S Quadroni, S Zaccara (2017) Benthic macroinvertebrates response to water management in a lowland river: effects of hydro-power vs irrigation off-stream diversions. *Environ. Monit. Assess.*, 190(1).
25. H Hajdukiewicz, B Wyżga, A Amirowicz, P Oglęcki, A Radecki-Pawlik, J Zawiejska, P Mikuś (2018) Ecological state of a mountain river before and after a large flood: Implications for river status assessment. *Sci. Total Environ.*, 610–611, 244–257.
26. K Tockner, M Pusch, D Borchardt, MS Lorang (2010) Multiple stressors in coupled river-floodplain ecosystems. *Freshw. Biol.*, 55(SUPPL. 1), 135–151.
27. J. D Allan (2004) Landscapes and Riverscapes : The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annu. Rev. Stable*, 35, 257–284.
28. M Kuemmerlen, B Schmalz, Q Cai, P Haase, N Fohrer, SC Jähnig (2015) An attack on two fronts: predicting how changes in land use and climate affect the distribution of stream macroinvertebrates. *Freshw. Biol.*, 60(7), 1443–1458.
29. F Li, Q Cai, W Jiang, X Qu, X Jia (2012) Flow-related disturbances in forested and agricultural rivers: Influences on benthic macroinvertebrates. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 97(3), 215–232.
30. M Lafont (2011) Towards ecohydrological approach of biomonitoring in running waters. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 11(1–2), 9–22.
31. SRQ Serra, F Cobo, MAS Graça, S Dolédec, MJ Feio (2016) Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): Towards a new database. *Ecol. Indic.*, 61, 282–292.
32. KW Cummins (2016) Combining taxonomy and function in the study of stream macroinvertebrates. *J. Limnol.*, 75(s1).
33. HR Fernández (2017) El “estado ecológico” como concepto para la gestión de la cuenca Salí-Dulce (Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana*, 61(2), 161–

167.

34. M Marchese, AR Rodriguez, PJ Pave, MR Carignano, E De Drago, A Rodrigues-Capítulo (2008) Benthic invertebrates structure in wetlands of a tributary of the middle Parana River (Argentina) ... , 29(May), 343–348.
35. FL Zilli, MR Marchese (2011) Patterns in macroinvertebrate assemblages at different spatial scales. Implications of hydrological connectivity in a large floodplain river. *Hydrobiologia*, 663(1), 245–257.
36. A Rodrigues-Capítulo (1999) Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Rev. la Soc. Entomológica Argentina*, 58, 208–217.
37. A Rodrigues-Capítulo, CS Ocón, M Tangorra (2003) Una visión bentónica de arroyos y río pampeanos. *Biol. Acuática*, 21, 1–18.
38. N Ferreiro, C Feijoó, A Giorgi, L Leggieri (2011) Effects of macrophyte heterogeneity and food availability on structural parameters of the macroinvertebrate community in a Pampean stream. *Hydrobiologia*, 664(1), 199–211.
39. J Cochero, A Cortelezzi, AS Tarda, N Gómez (2016) An index to evaluate the fluvial habitat degradation in lowland urban streams. *Ecol. Indic.*, 71, 134–144.
40. DE Bauer, J Donadelli, N Gómez, M Licursi, C Ocón, AC Paggi, ... M Tangorra (2002) Ecological status of the Pampean plain streams and rivers (Argentina). *SIL Proceedings, 1922-2010*, 28(1), 259–262.
41. MA. Graça, A Rodríguez-Capítulo, C Ocón, N Gómez (2002) In situ tests for water quality assessment: A case study in Pampean rivers. *Water Res.*, 36(16), 4033–4040.
42. AC Paggi, C Ocón, M Tangorra, A Rodríguez-Capítulo (2006) Response of the zoobenthos community along the dispersion plume of a highly polluted stream in the receiving waters of a large river (Rio de la Plata, Argentina). *Hydrobiologia*, 568(1), 1–14.
43. CS Ocon, AR Capítulo, AC Paggi (2008) Evaluation of zoobenthic assemblages

- and recovery following petroleum spill in a coastal area of Río de la Plata estuarine system, South America. *Environ. Pollut.*, 156(1), 82–89.
44. HR Fernández, F Romero, M Peralta, L Grosso (2001) La diversidad del zoobentos en ríos de montaña de noroeste de Argentina: Comparación entre seis ríos. *Ecol. Austral*, 11(1), 9–16.
 45. MC Reynaga, DA Dos Santos (2012) Rasgos biológicos de macroinvertebrados de ríos subtropicales: Patrones de variación a lo largo de gradientes ambientales espacio-temporales. *Ecol. Austral*, 22(2), 112–120.
 46. LM Mesa, MC Reynaga, M del V. Correa, MG Sirombra (2013) Effects of anthropogenic impacts on benthic macroinvertebrates assemblages in subtropical mountain streams. *Iheringia. Série Zool.*, 103(4), 342–349.
 47. HR Fernández, F Romero, MB Vece, V Manzo, C Nieto, M Orce (2002) Evaluación de tres índices bióticos en un río subtropical de montaña (Tucumán - Argentina). *Limnetica*, 21(1–2), 1–13.
 48. LM Mesa, HR Fernández (2007) La riqueza de artrópodos bentónicos en una cuenca endorreica subtropical (Tucumán, Argentina). *Ecol. Austral*, 17(2), 247–256.
 49. E Tejerina, C Molineri (2007) Comunidades de Chironomidae (Diptera) en arroyos de montaña del NOA: comparación entre Yungas y Monte. *Rev. Soc. Entomológica Argentina*, 66(3–4), 169–177.
 50. C Nieto, XMC Ovando, R Loyola, A Izquierdo, F Romero, C Molineri, ... MJ Miranda (2017) The role of macroinvertebrates for conservation of freshwater systems. *Ecol. Evol.*, 7(14), 5502–5513.
 51. ML Miserendino (2007) Macroinvertebrate functional organization and water quality in a large arid river from Patagonia (Argentina). *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.*, 43(3), 133–145.
 52. ML Miserendino (2009) Effects of flow regulation, basin characteristics and land-use on macroinvertebrate communities in a large arid Patagonian river. *Biodivers. Conserv.*, 18(7), 1921–1943.

53. ML Miserendino, C Brand, CY Di Prinzio (2008) Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes mountains, Patagonia (Argentina). *Water. Air. Soil Pollut.*, 194(1–4), 91–110.
54. ML Miserendino, CI Masi (2010) The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecol. Indic.*, 10(2), 311–319.
55. LB Epele, ML Miserendino (2015) Environmental quality and aquatic invertebrate metrics relationships at patagonian wetlands subjected to livestock grazing pressures. *PLoS One*, 10(10), 1–19.
56. LB Epele, ML Miserendino (2016) Temporal dynamics of invertebrate and aquatic plant communities at three intermittent ponds in livestock grazed Patagonian wetlands. *J. Nat. Hist.*, 50(11–12), 711–730.
57. LB Epele, LM Manzo, MG Grech, P Macchi, A Claverie, L Lagomarsino, ML Miserendino (2018) Disentangling natural and anthropogenic influences on Patagonian pond water quality. *Sci. Total Environ.*, 613–614, 866–876.
58. ML Miserendino, C Brand, LB Epele, CY Di Prinzio, GH Omad, M Archangelsky, ... AM Kutschker (2018) Biotic diversity of benthic macroinvertebrates at contrasting glacier-fed systems in Patagonia Mountains: The role of environmental heterogeneity facing global warming. *Sci. Total Environ.*, 622–623, 152–163.
59. CM Gualdoni, MF Boccolini, AM Oberto, RE Principe, GB Raffaini, M del C Corigliano (2009) Potential habitats versus functional habitats in a lowland braided river (Córdoba, Argentina). *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.*, 45(2), 69–78.
60. RE Príncipe, CM Gualdoni, AM Oberto, GB Raffaini, MC Corigliano (2010) Spatial-temporal patterns of functional feeding groups in mountain streams of Córdoba, Argentina. *Ecol. Austral*, 20(3), 257–268.
61. CM Gualdoni, CA Duarte, EA Medeot (2011) Estado ecológico de dos arroyos serranos del sur de Córdoba, Argentina. *Ecol. Austral*, 21(2), 149–162.
62. MF Boccolini, AM Oberto, MC Corigliano (2005) Calidad ambiental en un río

- urbano de llanura. *Biol. Acuát.*, 22, 59–69.
63. RE Príncipe, GB Raffaini, CM Gualdoni, AM Oberto, MC Corigliano (2007) Do hydraulic units define macroinvertebrate assemblages in mountain streams of central Argentina? *Limnologica*, 37(4), 323–336.
 64. E Vallania, P Garelis, E Tripole, M Gil (1996) Un índice biótico para las sierras de San Luis (Argentina). *Rev. UNRC*, 16(2), 129–136.
 65. M de. C Vallania, E.A.; Corigliano (1989) La historia de vida de *Tricorythodes papayanicus* Dominguez (Ephemeroptera) en el Río Chorrillo (San Luis Argentina). [Life history of *Tricorythodes papayanicus* Domínguez (Ephemeroptera) in Chorrillo River (San Luis Argentina)]. *Rev. UNRC*, 9(2), 125–133.
 66. E Tripole, M del C Corigliano (2005) Acid stress evaluation using multimetric indices in the Carolina stream (San Luis –Argentina). *Acta Limnol. Bras.*, 17(1), 101–114.
 67. AP A Rodrigues Capítulo, I César, M Tassara (1997) *Calidad de las Aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata (San Fernando-Magdalena) Cons. Perm. para el Monit. la Calid. las Aguas la Franja Costera Sur del rio la Plata.*
 68. FL Zilli, L Montalto, M Marchese (2008) Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologica*, 38(2), 159–171.
 69. MC Galizzi, F Zilli, M Marchese (2012) Diet and functional feeding groups of Chironomidae (Diptera) in the Middle Paraná River floodplain (Argentina). *Iheringia. Série Zool.*, 102(2), 117–121.
 70. M Marchese, M Saigo, FL Zilli, S Capello, M Devercelli, L Montalto, ... KM Wantzen (2014) Food webs of the Paraná River floodplain: Assessing basal sources using stable carbon and nitrogen isotopes. *Limnologica*, 46, 22–30.
 71. M Saigo, M Marchese, KM Wantzen (2016) A closer look at the main actors of Neotropical floodplain food webs: functional classification and niche overlap of dominant benthic invertebrates in a floodplain lake of Paraná River. *Iheringia.*

Série Zool., 106(0).

72. C Naval, E Benitez, D Abregú, G Fernández, V Perea, C Harguingtey, R Torres (2016) Estudio de las comunidades de macroinvertebrados asociados a macrófitas acuáticas de la planicie de inundación del río Utis (Santiago del Estero, Argentina). In *VI Reun. Binacional Ecol.* (p. 282).
73. M Toro, S Robles, J Avilés, C Nuño, S Vivas, N Bonada, ... Others (2002) Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características físico-químicas. *Limnetica*, 21(3-4), 63-75.
74. MG Sirombra, LM Mesa (2012) A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRy index. *Ecol. Indic.*, 20, 324-331.
75. A Munné, C Solà, N Prat-Fornells (1998) QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnol. del Agua*, 175, 20-37.
76. HD Farías (2007) *Estudios Hidráulicos y Fluviales del Río Dulce para Determinación de Línea de Ribera e Impactos de Obras*. URL: Biblioteca digital del Consejo Federal de Inversiones
77. GGTR CCSD (2013) “Calidad de las aguas del Embalse de Río Hondo y Río Dulce en el período 2012-2013” *Informe Técnico del Grupo de Gestión en Tiempo Real, Comité de la Cuenca Salí-Dulce. UCA-UNSE-SSRH*. URL: <http://sematucuman.gob.ar/web/index.php/sema-menu-csd/238-20131214-sema-resolucion453>
78. E Zambroni (2016) *Estudio de Impacto Ambiental de obras sobre el río Dulce*. URL: <https://rdu.unc.edu.ar/handle/11086/2593>
79. D El Liberal (1998) *Retrato de un siglo. Una visión integral de Santiago del Estero desde 1898*. Santiago del Estero: El Liberal.
80. CCRSD (2018) Comité de Cuenca del Río Salí Dulce | Argentina.gob.ar. . URL: <https://www.argentina.gob.ar/secretaria-de-infraestructura-y-politica-hidrica/comite-de-cuenca-del-rio-sali-dulce>

81. S del E y N Defensoría del Pueblo (2017) *Cuenca del Río Salí-Dulce: la calidad de aguas de los ríos que desaguan en el Embalse de Río Hondo*. (M. V. De Franchesco, Y. Barasch, & L. García Silva, Eds.). EUDEBA.
82. Río Salí Dulce | Argentina.gob.ar. (n.d.). Retrieved from <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/agua/cuencas/salidulce>
83. E Bucher (2006) *Bañados del Río Dulce y Laguna Mar Chiquita, Córdoba, Argentina*. Córdoba, Argentina: Academia Nacional de Ciencias.
84. Río Dulce | Nuestras miradas sobre Santiago del Estero. (n.d.). URL: <https://nuestrasmiradassobresantiago.wordpress.com/tag/rio-dulce/>
85. Bañados del Río Dulce y Laguna Mar Chiquita | NUESTROMAR. (n.d.). URL: http://www.nuestromar.org/noticias/mar_calmo8650_062007_banados_del_rio_dulce_y_laguna_mar_chiquita
86. L Benzaquén, D Blanco, R Bo, P Kandus, G Lingua, R Quintana (2017) *Regiones de humedales de la Argentina* Minist. Ambient. y Desarro. Sustentable, *Fund. Humed. Int. Univ. Nac. San Martín y Univ. Buenos Aires*.
87. A Brown, S Pacheco (2006) Propuesta de actualización del mapa ecorregional de la Argentina. In *La situación Ambient. argentina 2005* (pp. 28–31).
88. AM Giménez, PHME Figueroa (2002) La diversidad forestal en el Chaco Semiárido. , 45–80.
89. A Rubí Bianchi, SAC Cravero (2010) *Atlas climático digital de la República Argentina* Inst. Nac. Tecnol. Agropecu. - Estac. Exp. Agropecu. Salta. URL: <https://inta.gob.ar/documentos/atlas-climatico-digital-de-la-republica-argentina>
90. R Mon (2005) Control tectónico de la red de drenaje de los Andes del norte argentino. *Rev. la Asoc. Geol. Argentina*, 60(3), 461–466.
91. AP Martín (1994) Hidrogeología del abanico aluvial del río Dulce en las ciudades de Santiago del Estero y La Banda. In *XXIV Congr. Interam. Ing. Sanit. A.I.D.I.S.* Buenos Aires, Argentina: DIAGUA n° 44.
92. AP Martín (2000) Hidrogeología de la Provincia de Santiago del Estero.

Ediciones del Rectorado la Univ. Nac. Tucumán, 7.

93. H Farias (2005) Análisis del Concepto de Caudal Dominante en Ríos Aluviales y Evaluación de Metodologías de Cálculo. *Segundo Simp. Reg. sobre Hidráulica Ríos, Neuquen, Argentina, 3, 2–4.*
94. D Farias (2007) Los ríos buscan su equilibrio. *HYDRIA, 14–16.*
95. A Gallego (2012) *Santiago del Estero y el Agua: Crónica de una relación controvertida.* Editorial Lucrecia.
96. G Marraco, G Hillman, D Cabido, M Pagot, C Pozzi, G Plencovich, ... HD Farias (2007) Estudio de Caudal Ecológico para el Sistema del Río Dulce y sus Humedales. In *Terc. Simp. Reg. sobre Hidráulica Ríos “Ríos 2007”.* (pp. 1–29).
97. L Olmos, F Muratore, J Guzmán, M Pilán (2017) Modelación hidrodinámica del desagüe pluvial sur de la ciudad de Santiago del Estero. In *CONAGUA* (pp. 332–333).
98. C Martínez, J Fernández Yuste (2006) *Índices de Alteración Hidrológica en Ríos.* Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica. Ministerio de Fomento. CEDEX.
99. J Prieto Villarroya, HD Farias (2017) Aplicabilidad de Índices de Alteración Hidrológica en ríos regulados de Argentina. In *CONAGUA* (pp. 425–432).
100. B Schillman, M del C González, M del C Reguera, J Pourrieux (2017) Variación espacial y temporal de conductividad eléctrica del río Dulce. Santiago del Estero, Argentina. Período 2011 - 2016. In *CONAGUA* (pp. 548–549).
101. QGIS Development Team (2018) QGIS Geographic Information System. . Open Source Geospatial Foundation. URL: <https://www.qgis.org/es/site/>
102. APHA, AWWA, WPCF (1992) *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales.* Ediciones Díaz de Santos.1830 pgs.
103. G Lorenz (2005) *Métodos de Análisis de Suelos.* Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Santiago del Estero.
104. ACUMAR (2009) *Niveles guía de calidad de agua asociados a zonas de uso*

para la cuenca Matanza-Riachuelo y Franja Costera del Río de la Plata. URL: <http://www.acumar.gov.ar/ACUsentencias/CausaMendoza/2009abril/060409e/AnexoIIusos060409.pdf%0A>

105. L Tatone, C Bilos, C Skorupka (2012) Perfiles verticales de metales en sedimentos del río Uruguay, Argentina. In *II Reun. Argentina Geoquímica la Superf.* (pp. 199–203).
106. LN Biruk, J Moretton, J Filippetto, J Etcheverry, C Weigandt, A Fabrizio de Iorio, A Magdaleno (2016) Evaluación genotóxica de sedimentos de la cuenca Matanza-Riachuelo bajo la influencia de distintos usos del suelo. *Acta Toxicológica Argentina*, 24(1), 33–47.
107. LM Tatone, M Astoviza, C Bilos, CN Skorupka, JC Colombo (2017) Heavy metals and organic contaminants in superficial sediments of the highly polluted Riachuelo River, Argentina. In *SETAC Lat. Am. 12th Bienn. Meet. 2017*.
108. RM Laino-Guanes, R Bello-Mendoza, M González-Espinosa, N Ramírez-Marcial, F Jiménez-Otárola, K Musálem-Castillejos (2015) Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. *Tecnol. y Ciencias del Agua*, 6(4), 61–74.
109. ACUMAR (2017) *Estado del agua superficial, subterránea y calidad de aire. Acciones llevadas a cabo y avances logrados a la fecha. Junio 2017*. URL: <http://www.acumar.gov.ar/>
110. A Munné, N Prat-Fornells (2004) La diagnosis y mejora de los ecosistemas fluviales mediante la Directiva Marco del Agua. *Fund. Nueva Cult. del Agua*.
111. P Jaímez-Cuéllar, S Vivas, N Bonada, S Robles, A Mellado, M Álvarez, ... J Alba-Tercedor (2002) Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica*, 21(3–4), 187–204.
112. JA Di Rienzo, F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzalez, M Tablada, CW Robledo (2016) InfoStat 2016. . Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL: <http://www.infostat.com.ar>
113. Ø Hammer, DAT Harper, PD Ryan (2018) PAST version 3.2. Paleontological

- statistics software package. *Univ. Oslo*. URL: <https://folk.uio.no/ohammer/past/>
114. DS Fernández, M del V Hidalgo (2011) Análisis geoquímico ambiental de la Cuenca del río Lules mediante el uso de muestras de sedimentos de corriente. In H. R. Fernández & H. Barber (Eds.), *La Cuenca del río Lules una aproximación Multidiscip. a su complejidad* (pp. 33–46).
 115. S Salatino, J Morábito, A Bermejillo, C Dediol, A Stocco, O Tapia, ... N Ortiz (2009) Río Mendoza: 12 años de registros de calidad de agua. Análisis evolutivo de la contaminación. URL: https://www.ina.gov.ar/legacy/pdf/Cra_2_12anios.pdf
 116. V Mariot (2000) *Estudio de sedimentación del Embalse de Río Hondo, valoración cualitativa y cuantitativa de los problemas erosivos que afectan a la alta cuenca del Río Salí-Dulce (Provincias de Tucumán-Santiago del Estero-Argentina)*. Universidad Politécnica de Madrid.
 117. MR Vidal-Abarca, ML Suárez-Alonso (2007) Un modelo conceptual sobre el funcionamiento de los ríos mediterráneos sometidos a perturbaciones naturales (riadas y sequías). *Limnetica*, 26(2), 277–292.
 118. MR Vidal-Abarca, ML Suárez, JL Moreno, R Gómez, I Sánchez (2000) Hidroquímica de un río de características semiáridas (Río Chicamo; Murcia). Análisis espacio-temporal. *Limnetica*, 18(1986), 57–73.
 119. S Sabater, F Sabater, J Armengol (1993) Ecología de los ríos mediterráneos. *Investig. Cienc.*, 8(203), 72–79.
 120. A Kutschker, C Brand, ML Miserendino (2009) Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecol. austral*, 19(1), 19–34.
 121. M Sirombra, M Cecotti (2016) Especies arbóreas que caracterizan los ecosistemas ribereños de referencia en ríos de la ecorregión del Chaco Semiárido de Tucumán. *Acta Zool. Lilloana*, 60, 76–77.
 122. FR Hauer, VH Resh (2017) Macroinvertebrates. In *Methods Stream Ecol. Third Ed.* (Vol. 1, pp. 297–319). Academic Press.
 123. JA Stanford, LC Alexander, DC Whited (2017) Riverscapes. In *Methods Stream*

Ecol. Third Ed. (Vol. 1, pp. 3–19).

124. ML Miserendino, R Casaux, M Archangelsky, CY Di Prinzio, C Brand, AM Kutschker (2011) Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Sci. Total Environ.*, 409(3), 612–624.
125. V Fugère, A Kasangaki, LJ Chapman (2016) Land use changes in an afrotropical biodiversity hotspot affect stream alpha and β diversity. *Ecosphere*, 7(6), 1–18.
126. S Chi, C Wei, J Zheng, J Hu, M Li, J Hu (2018) Distribution patterns of macroinvertebrate communities in a Chinese floodgate-regulated river and their relationships with river longitudinal connectivity. *Sci. Total Environ.*, 631–632, 765–777.
127. CR Holt, D Pfitzer, C Scalley, BA Caldwell, DP Batzer (2015) Macroinvertebrate Community Responses to Annual Flow Variation from River Regulation: An 11-Year Study. *River Res. Appl.*, 31(7), 798–807.
128. G Lobera, I Muñoz, JA López-Tarazón, D Vericat, RJ Batalla (2017) Effects of flow regulation on river bed dynamics and invertebrate communities in a Mediterranean river. *Hydrobiologia*, 784(1), 283–304.
129. RL Fuller, J Dennison, G Swarr, K Weichert, C Griego, MW Doyle (2018) Impacts of Recreational Flow Releases on Macroinvertebrate Drift at Different Distances Downstream from Abanakee Dam, New York. *Northeast. Nat.*, 25(2), 222–235.
130. JJ Piggott, CR Townsend, CD Matthaei (2015) Climate warming and agricultural stressors interact to determine stream macroinvertebrate community dynamics. *Glob. Chang. Biol.*, 21(5), 1887–1906.
131. BOL Demars, JL Kemp, N Friberg, P Usseglio-Polatera, DM Harper (2012) Linking biotopes to invertebrates in rivers: Biological traits, taxonomic composition and diversity. *Ecol. Indic.*, 23, 301–311.
132. X hua Duan, ZY Wang, M zhen Xu (2011) Effects of fluvial processes and human activities on stream macro-invertebrates. *Int. J. Sediment Res.*, 26(4),

- 416–430.
133. S Tomanova, E Goitia, J Helešić (2006) Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556(1), 251–264.
 134. CS Md Rawi, SA Al-Shami, MR Madrus, AH Ahmad (2014) Biological and ecological diversity of aquatic macroinvertebrates in response to hydrological and physicochemical parameters in tropical forest streams of Gunung Tebu, Malaysia: Implications for ecohydrological assessment. *Ecohydrology*, 7(2), 496–507.
 135. I Karaouzas, C Theodoropoulos, L Vardakas, E Kalogianni, N Th. Skoulikidis (2018) A review of the effects of pollution and water scarcity on the stream biota of an intermittent Mediterranean basin. *River Res. Appl.*, (December 2017), 1–9.
 136. LM Mesa, HR Fernández, M V. Manzo (2009) Seasonal patterns of benthic arthropods in a subtropical Andean basin. *Limnologica*, 39(2), 152–162.
 137. MCM Blettler, ML Amsler, EG Eberle, R Szupiany, FG Latosinski, E Abrial, ... A Rodrigues-Capítulo (2016) Linking hydro-morphology with invertebrate ecology in diverse morphological units of a large river-floodplain system. *Water Resour. Res.*, 52(12), 9495–9510.
 138. RA Sponseller, JABH Effernan (2013) On the multiple ecological roles of water in river networks. , 4(February).
 139. ST Larned, T Datry, DB Arscott, K Tockner (2010) Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshw. Biol.*, 55(4), 717–738.
 140. LM Mesa (2010) Effect of spates and land use on macroinvertebrate community in Neotropical Andean streams. *Hydrobiologia*, 641(1), 85–95.
 141. RH Norris, MC Thoms (1999) What is river health. *Freshw. Biol.*, 41, 197.
 142. RG Pearson, F Christidis, NM Connolly, JA Nolen, RM St Clair, A Cairns, L Davis (2017) Stream macroinvertebrate assemblage uniformity and drivers in a tropical bioregion. *Freshw. Biol.*, 62(3), 544–558.

143. P Leunda, M Sistiaga, ... JO-E, U 2012 (2012) Ichthyofauna of a near-natural Pyrenean river: spatio-temporal variability and reach-scale habitat. *Environ. Eng. Manag. J.*, *11*(6), 1111–1124.
144. MC Chiu, TY Chou, MH Kuo (2018) Seasonal patterns of stream macroinvertebrate communities in response to anthropogenic stressors in monsoonal Taiwan. *J. Asia. Pac. Entomol.*, *21*(1), 423–429.
145. RH Whittaker (1972) Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon*, *21*(2/3), 213.
146. AS Melo, F Schneck, LU Hepp, NR Simões, T Siqueira, LM Bini (2011) Focusing on variation: methods and applications of the concept of β diversity in aquatic ecosystems. *Acta Limnol. Bras.*, *23*(3), 318–331.
147. A Baselga (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of β diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, *19*(1), 134–143.
148. MJ Anderson, TO Crist, JM Chase, M Vellend, BD Inouye, AL Freestone, ... NG Swenson (2011) Navigating the multiple meanings of β diversity: A roadmap for the practicing ecologist. *Ecol. Lett.*, *14*(1), 19–28.
149. MJ Anderson, KE Ellingsen, BH McArdle (2006) Multivariate dispersion as a measure of β diversity. *Ecol. Lett.*, *9*(6), 683–693.
150. VL Landeiro, WE Magnusson, AS Melo, HM V Espírito-Santo, LM Bini (2011) Spatial eigenfunction analyses in stream networks: Do *watercourse* and *overland* distances produce different results? *Freshw. Biol.*, *56*(6), 1184–1192.
151. D Borcard, P Legendre (2002) All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecol. Modell.*, *153*, 51–68.
152. P Legendre (2008) Studying β diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. *J. Plant Ecol.*, *1*(1), 3–8.
153. Y Wan, L Xu, J Hu, C Xu, A Wan, S An, Y Chen (2015) The Role of Environmental and Spatial Processes in Structuring Stream Macroinvertebrates Communities in a Large River Basin. *Clean - Soil, Air, Water*, *43*(12), 1633–1639.

154. X Shi, J Liu, X You, K Bao, B Meng (2018) Shared effects of hydromorphological and physico-chemical factors on benthic macroinvertebrate integrity for substrate types. *Ecol. Indic.*, (February), 0–1.
155. R Brinkhurst, M Marchese (1991) *Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centro América*. (Segunda Ed.). Santo Tomé, Argentina.: Asociación Ciencias Naturales del Litoral.
156. E Lopretto, G Tell (n.d.) *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. La Plata, Argentina.: Ediciones SUR.
157. E Domínguez, HR Fernández (2009) *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*. San Miguel de Tucumán. Argentina.: Fundación Miguel Lillo.
158. S Trivinho-Sixtrino (2011) *Larvas de Chironomidae. Guia de identificação. Universidad. Federal de São Carlos. Sao Carlos, Brasil*.
159. J Oksanen, FG Blanchet, M Friendly, R Kindt, P Legendre, D McGlinn, ... H Wagner (2018) vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-2. . URL: <https://cran.r-project.org/package=vegan>
160. R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. . R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.r-project.org/>
161. A Baselga, D Orme, S Villeger, J DeBortoli, F Leprieur (2018) β part: Partitioning B Diversity into Turnover and Nestedness Components. R package version 1.5.0. . URL: <https://cran.r-project.org/package=%0A>
162. FG Blanchet, P Legendre, D Borcard (2008) Forward selection of explanatory variables. *Ecology*, 89(9), 2623–2632.
163. S Dray, P Legendre, G Blanchet (2016) packfor: Forward Selection with permutation (Canoco p.46). .
164. RW Merritt, KW Cummins (1996) *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt Pub. Co.
165. M Saigo, M Marchese, L Montalto (2009) Hábitos Alimentarios de Hyalella

- Curvispina Shoemaker, 1942 (Amphipoda: Gammaridea) en Ambientes Leníticos de la Llanura Aluvial del Río Paraná Medio. *Nat. Neotrop.*, 1(40), 43–59.
166. J V Ward, JA Stanford (1983) Serial Discontinuity Concept of Lotic Ecosystems. In *Dyn. Lotic Syst. Ann Arbor Sci.* (pp. 29–42).
167. SE Bunn, AH Arthington (2002) Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ. Manage.*, 30(4), 492–507.
168. NL Poff, JKH Zimmerman (2010) Ecological responses to altered flow regimes: A literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshw. Biol.*, 55(1), 194–205.
169. V Garófano-Gómez, F Martínez-Capel, M Peredo-Parada, EJO Marín, RM Mas, RMS Costa, JL Pinar-Arenas (2011) Assessing hydromorphological and floristic patterns along a regulated Mediterranean river: The Serpis River (Spain). *Limnetica*, 30(2), 307–328.
170. C Villamarín (2012) Estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos del Ecuador y Perú . Diseño de un sistema de medida de la calidad del agua con índices multimétricos. *Univ. Barcelona, Tesis Doct*, 207.
171. M Marchese, AC Paggi, F Aceñolaza, M Mercedes (2004) Diversidad de Oligochaeta (Annelida) y Chironomidae (Diptera) del Litoral Fluvial Argentino. *Temas la Biodivers. del Litoral Fluv. argentino INSUGEO*, 12, 217–224.
172. CM Swan, BL Brown (2014) Using rarity to infer how dendritic network structure shapes biodiversity in riverine communities. *Ecography (Cop.)*, 37(10), 993–1001.
173. E Cabecinha, S Hughes, R Cortes (2018) Consistent, congruent or redundant? Lotic community and organisational response to disturbance. *Ecol. Indic.*, 89(September 2017), 175–187.
174. A Astorga, R Death, F Death, R Paavola, M Chakraborty, T Muotka (2014) Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of β diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. *Ecol. Evol.*, 4(13), 2693–2702.

175. JD Tonkin, S Stoll, SC Jähnig, P Haase (2016) Contrasting metacommunity structure and β diversity in an aquatic-floodplain system. *Oikos*, 125(5), 686–697.
176. C Fesl (2002) Biodiversity and resources use of larval chironomids in relation to environmental factors in a large river. *Freshw. Biol.* 47- 1065-1087, 1065–1087.
177. R Ligeiro, AS Melo, M Callisto (2010) Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshw. Biol.*, 55(2), 424–435.
178. LU Hepp, AS Melo (2013) Dissimilarity of stream insect assemblages: effects of multiple scales and spatial distances. *Hydrobiologia*, 703(1), 239–246.
179. RM Restello, C Biasi, PFMB de Moraes, G Gabriel, LU Hepp (2014) Composition and diversity of the Chironomidae in subtropical streams: effects of environmental predictors and temporal analysis. *Acta Limnol. Bras.*, 26(2), 215–226.
180. EG Tejerina, A Malizia (2012) Chironomidae (Diptera) larvae assemblages differ along an altitudinal gradient and temporal periods in a subtropical montane stream in Northwest Argentina. *Hydrobiologia*, 686(1), 41–54.
181. S Pressinatte Júnior, G Perbiche-Neves, AM Takeda (2016) The environmental heterogeneity of sediment determines Chironomidae (Insecta: Diptera) distribution in lotic and lentic habitats in a tropical floodplain. *Insect Conserv. Divers.*, 9(4), 332–341.
182. R Masikini, L Kaaya, L Chicharo (2018) Evaluation of ecohydrological variables in relation to spatial and temporal variability of macroinvertebrate assemblages along the Zigi River – Tanzania. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 18(2), 130–141.
183. CR Holt (2016) *Ecological impacts of flow regulation on rivers and floodplains: Macroinvertebrate dynamics of the Chattahoochee, Altamaha, and Savannah rivers.*
184. LM Mesa (2010) Hydraulic parameters and longitudinal distribution of macroinvertebrates in a subtropical Andean basin. *Interciencia*, 35(10), 759–764.
185. WS Weliange, M Leichtfried, US Amarasinghe, L Füreder (2017) Longitudinal

- variation of benthic macroinvertebrate communities in two contrasting tropical streams in Sri Lanka. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 102(3–4), 70–82.
186. R Sarremejane, H Mykrä, N Bonada, J Aroviita, T Muotka (2017) Habitat connectivity and dispersal ability drive the assembly mechanisms of macroinvertebrate communities in river networks. *Freshw. Biol.*, 62(6), 1073–1082.
 187. M Grönroos, J Heino, T Siqueira, VL Landeiro, J Kotanen, LM Bini (2013) Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. *Ecol. Evol.*, 3(13), 4473–4487.
 188. AA Padial, F Ceschin, SAJ Declerck, L De Meester, CC Bonecker, FA Lansac-Tôha, ... LM Bini (2014) Dispersal Ability Determines the Role of Environmental, Spatial and Temporal Drivers of Metacommunity Structure. *PLoS One*, 9(10), e111227.
 189. JD Tonkin, MT Bogan, N Bonada, B Rios-Touma, DA Lytle (2017) Seasonality and predictability shape temporal species diversity. *Ecology*, 98(5), 1201–1216.
 190. VH Resh, A V Brown, AP Covich, ME Gurtz, HW Li, GW Minshall, ... C Robert (1988) The Role of Disturbance in Stream Ecology. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 7(4), 433–455.
 191. ASL Leung, D Dudgeon (2011) Scales of spatiotemporal variability in macroinvertebrate abundance and diversity in monsoonal streams: Detecting environmental change. *Freshw. Biol.*, 56(6), 1193–1208.
 192. MJ Anderson (2017) Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef Stat. Ref. Online*, 1–15.
 193. LM Mesa (2012) Interannual and seasonal variability of macroinvertebrates in monsoonal climate streams. *Brazilian Arch. Biol. Technol.*, 55(3), 403–410.
 194. RG Pearson, F Christidis, NM Connolly, JA Nolen, RM St Clair, A Cairns, L Davis (2017) Stream macroinvertebrate assemblage uniformity and drivers in a tropical bioregion. *Freshw. Biol.*, 62(3), 544–558.
 195. C Theodoropoulos, A Vourka, A Stamou, P Rutschmann, N Skoulikidis (2017)

- Response of freshwater macroinvertebrates to rainfall-induced high flows: A hydroecological approach. *Ecol. Indic.*, 73, 432–442.
196. BJ O’Neill, JH Thorp (2011) Flow refugia for the zoobenthos of a sand-bed river: the role of physical-habitat complexity. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 30(2), 546–558.
 197. E Pero, G Hankel, C Molineri, S Georgieff, E Domínguez (2017) Concordancia entre macroinvertebrados bentónicos de ríos y ecorregiones del NOA (Yungas, Chaco y Monte). In *XIII Jornadas Interinstitucionales Fac. Ciencias Nat. e Inst. Miguel Lillo y Fund. Miguel Lillo*.
 198. RA Sponseller, NB Grimm, AJ Boulton, JL Sabo (2010) Responses of macroinvertebrate communities to long-term flow variability in a Sonoran Desert stream. *Glob. Chang. Biol.*, 16(10), 2891–2900.
 199. M-J Dole-Olivier (2011) The hyporheic refuge hypothesis reconsidered: a review of hydrological aspects. *Mar. Freshw. Res.*, 62(11), 1281.
 200. RJ Rolls, J Heino, BC Chessman (2016) Unravelling the joint effects of flow regime, climatic variability and dispersal mode on β diversity of riverine communities. *Freshw. Biol.*, 61(8), 1350–1364.
 201. SM Thomaz, LM Bini, RL Bozelli (2007) Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579(1), 1–13.
 202. DT DeColibus, JK Backus, NM Howard, LA Riley (2014) Macroinvertebrate Community Response to a Spate Disturbance in a Third Order Ohio Stream. *Proc. Indiana Acad. Sci.*, 123(2), 112–121.
 203. ME Power, A Sun, G Parker, DE William, TJ Wootton (1995) Hydraulic Food-Chain Models: an approach to the study of food-web dynamics in large rivers. *Bioscience*.
 204. N LeRoy Poff (1997) Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 16(2), 391–409.
 205. C Amoros, A Roux (1988) Interaction between water bodies within the

- floodplains of large rivers: function and development of connectivity.
206. FJ Magilligan, KH Nislow (2005) Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology*, 71(1–2), 61–78.
 207. ZS Dewson, ABW James, RG Death (2007) A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 26(3), 401–415.
 208. MVOTMA (2011) *Manual de diseño y construcción de pequeñas presas* Minist. Ambient. Vivienda y Desarro. Territ. República Uruguay (Segunda Ed.). Montevideo, Uruguay.
 209. Y Smythe-McGuinness, J Lobegeiger, J Marshall, R Prasad, A Steward, P Negus, ... S Choy (2012) *Macroinvertebrate responses to altered low-flow hydrology in Queensland rivers* *Low Flows Ser.*
 210. PJ Hancock, AJ Boulton (2005) The Effects of an Environmental Flow Release on Water Quality in the Hyporheic Zone of the Hunter River, Australia. *Hydrobiologia*, 552(1), 75–85.
 211. R Stubbington, PJ Wood, AJ Boulton (2009) Low flow controls on benthic and hyporheic macroinvertebrate assemblages during supra-seasonal drought. *Hydrol. Process.*, 23, 2252–2263.
 212. N Marsh, F Sheldon, P Wettin, C Taylor, D Barma (2012) *Guidance on ecological responses and hydrological modelling for low-flow water planning*. National Water Commission, Canberra.
 213. C Leigh (2013) Dry-season changes in macroinvertebrate assemblages of highly seasonal rivers: Responses to low flow, no flow and antecedent hydrology. *Hydrobiologia*, 703(1), 95–112.
 214. MA Finn, AJ Boulton, BC Chessman (2009) Ecological responses to artificial drought in two Australian rivers with differing water extraction. *Fundam. Appl. Limnol. / Arch. für Hydrobiol.*, 175(3), 231–248.
 215. S Csiki, BL Rhoads (2010) Hydraulic and geomorphological effects of run-of-river dams. *Prog. Phys. Geogr.*, 34(6), 755–780.

216. Z Dewson, A James, R Death (2007) Stream Ecosystem Functioning under Reduced Flow. *Ecol. Appl.*, 17(6), 1797–1808.
217. RJ Rolls, C Leigh, F Sheldon (2012) Mechanistic effects of low-flow hydrology on riverine ecosystems: ecological principles and consequences of alteration. *Freshw. Sci.*, 31(4), 1163–1186.
218. RJ Rolls, NR Bond (2017) Environmental and Ecological Effects of Flow Alteration in Surface Water Ecosystems. In A. C. Horne (Ed.), *Water Environ.* (pp. 65–82). Academic Press.
219. AH Arthington, SE Bunn, N LeRoy Poff, RJ Naiman (2006) The Challenge of Providing Environmental Flow Rules to Sustain River Ecosystems. *Ecol. Appl.*, 16(4), 1311–1318.
220. AH Arthington, RJ Naiman, ME McClain, C Nilsson (2010) Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: New challenges and research opportunities. *Freshw. Biol.*, 55(1), 1–16.
221. JS Fencl, ME Mather, KH Costigan, MD Daniels (2015) How big of an effect do small dams have? Using geomorphological footprints to quantify spatial impact of low-head dams and identify patterns of across-dam variation. *PLoS One*, 10(11), 1–22.
222. H Hajdukiewicz, B Wyżga, P Mikuś, J Zawiejska, A Radecki-Pawlik (2016) Impact of a large flood on mountain river habitats, channel morphology, and valley infrastructure. *Geomorphology*, 272, 55–67.
223. JA Spence, HBN Hynes (1971) Differences in Benthos Upstream and Downstream of an Impoundment. *J. Fish. Res. Board Canada*.
224. RI Eedy, DJ Giberson (2007) Macroinvertebrate distribution in a reach of a north temperate eastern Canadian river: Relative importance of detritus, substrate and flow. *Fundam. Appl. Limnol. / Arch. für Hydrobiol.*, 169(2), 101–114.
225. CF Rabení, KE Doisy, LD Zweig (2005) Stream invertebrate community functional responses to deposited sediment. *Aquat. Sci.*, 67(4), 395–402.
226. EF Almeida, RB Oliveira, R Mugnai, JL Nessimian, DF Baptista (2009) Effects

- of small dams on the benthic community of streams in an atlantic forest area of southeastern brazil. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 94(2), 179–193.
227. A Martínez, A Larrañaga, A Basaguren, J Pérez, C Mendoza-Lera, J Pozo (2013) Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: from structural changes to functional implications. *Hydrobiologia*, 711(1), 31–42.
228. D Maroneze, T Tupinambás, J França, M Callisto (2011) Effects of flow reduction and spillways on the composition and structure of benthic macroinvertebrate communities in a Brazilian river reach. *Brazilian J. Biol.*, 71(3), 639–651.
229. ABW James, AM Suren (2009) The response of invertebrates to a gradient of flow reduction - An instream channel study in a New Zealand lowland river. *Freshw. Biol.*, 54(11), 2225–2242.
230. CA Extence, DM Balbi, RP Chadd (1999) River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. *Regul. Rivers Res. Manag.*, 15(6), 545–574.
231. A Walters, DM Post (2010) How low can you go? Impacts of a low flow disturbance on aquatic insect communities. *Ecol. Appl.*, 21(1), 100415162755079--100415162755079.
232. D Boix, E García-Berthou, S Gascón, L Benejam, E Tornés, J Sala, ... C Solà (2010) Response of community structure to sustained drought in Mediterranean rivers. *J. Hydrol.*, 383(1–2), 135–146.
233. M Mueller, J Pander, J Geist (2011) The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *J. Appl. Ecol.*, 48(6), 1450–1461.
234. R Merritt, K Cummins (2006) Trophic relationships of macroinvertebrates. In F. R. Hauer & G. Lamberti (Eds.), *Methods Stream Ecol.* (2^o., pp. 585–609). Elsevier.
235. WR Ferreira, LU Hepp, R Ligeiro, DR Macedo, RM Hughes, PR Kaufmann, M Callisto (2017) Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages

- and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. *Ecol. Indic.*, 72, 365–373.
236. P Fierro, C Bertran, M Mercado, F Pena Cortes, J Tapia, E Hauenstein, ... L Vargas Chacoff (2015) Landscape composition as a determinant of diversity and functional feeding groups of aquatic macroinvertebrates in southern rivers of the Araucania, Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 43(1), 186–200.
237. L Fu, Y Jiang, J Ding, Q Liu, Q-Z Peng, M-Y Kang (2016) Impacts of land use and environmental factors on macroinvertebrate functional feeding groups in the Dongjiang River basin, southeast China. *J. Freshw. Ecol.*, 31(1), 21–35.
238. FL da Silva, DC Moreira, GL Bochini, SS Ruiz (2008) Hábitos alimentares de larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) do córrego Vargem Limpa, Bauru, SP, Brasil. *Biotemas*, 21(2).
239. RL Motta, VS Uieda (2004) Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. *Brazilian J. Biol.*, 64(4), 809–817.
240. N LeRoy-Poff, JD Allan, MB Bain, JR Karr, KL Prestegard, BD Richter, ... JC Stromberg (1997) A paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 47(11), 769–784.
241. ML Suárez, MR Vidal-Abarca, MDM Sánchez-Montoya, J Alba-Tercedor, M Álvarez, J Avilés, ... S Vivas (2002) The riparian vegetation of the Mediterranean rivers and its quality: The use of the riparian vegetation quality index | Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: El uso del índice QBR. *Limnetica*, 21(3–4), 135–148.
242. PJ Pavé, M Marchese (2005) Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecol. Austral*, 15(2), 183–197.
243. J Jalas (1955) Hemeroby and hemerochore of plant species. A terminological reform effort. *Acta Soc. Fauna Flora Fenn*, 72(1).
244. HP Blume, H Sukopp (1976) Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen, [Ecological significance of anthropogenic soil changes].

Schriftenr. für Veg., 10, 75–89.

245. U Steinhardt, F Herzog, A Lausch, E Müller, S Lehmann (1999) Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. *Environ. Indices - Syst. Anal. Approach*, 237–254.
246. M Kiedrzyński, E Kiedrzyńska, P Witosławski, M Urbaniak, JK Kurowski (2014) Historical Land Use , Actual Vegetation , and the Hemeroby Levels in Ecological Evaluation of an Urban River Valley in Perspective of Its Rehabilitation Plan. *Pol. J. Environ. Stud.*, 23(January), 109–117.
247. U Walz, C Stein (2014) Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *J. Nat. Conserv.*, 22, 279–289.
248. Y Chun, DA Griffith (2013) *Spatial Statistics and Geostatistics: Theory and Applications for Geographic Information Science and Technology*. SAGE.
249. GRASS Development Team (2018) Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.4.1. Open Source Geospatial Foundation. URL: <http://grass.osgeo.org>
250. EJ Pebesma (2004) Multivariable geostatistics in S: The gstat package. *Comput. Geosci.*, 30, 683–691.
251. B Gräler, E Pebesma, G Heuvelink (2016) Spatio-Temporal Interpolation using gstat. *R J.*, 8(1), 204–218.
252. E Domínguez, HR Fernández (1998) *Calidad de los rios de la Cuenca del Salí (Tucumán , Argentina) medida por un índice biotico* *Ser. Conserv. la Nat.* (Vol. 12). Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.
253. PD Armitage, D Moss, JF Wright, MT Furse (1983) The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of polluted running-water sites. *Water Res.*, 17(3), 333–347.
254. ME Baker, RS King (2010) A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods Ecol. Evol.*, 1(1), 25–37.

255. ME Baker, RS King, D Kahle (2015) TITAN2: Threshold Indicator Taxa Analysis. R package version. .
256. M Dufrière, P Legendre (1997) Species Assemblages and Indicator Species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.*, 67(3), 345–366.
257. ME Izzo, E Astrada, G Lorenz (2017) Cambios espacio-temporales en un paisaje urbano-rural y pérdida de servicios ecosistémicos a lo largo de 4 décadas. In G. Lorenz, M. E. Figueroa, A. N. Giannuzzo, & M. E. Ludueña (Eds.), *El paisaje entre ciencia, Educ. y Planif. el legado que dejamos* (pp. 112–116). UNSE.
258. P Cardoso, F Rigal, S Fattorini, S Terzopoulou, PAV Borges (2013) Integrating Landscape Disturbance and Indicator Species in Conservation Studies. Supplementary material. *PLoS One*, 8(5), e63294.
259. SE Gergel, MG Turner, JR Miller, JM Melack, EH Stanley (2002) Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquat. Sci*, 64, 118–128.
260. A Paggi (2003) Los quironómidos (Diptera) y su empleo como bioindicadores. *Biol. Acuática*, 21, 50–57.
261. BJFV Rosa, LFT Rodrigues, GS de Oliveira, R da Gama Alves (2014) Chironomidae and Oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southeastern Brazil. *Environ. Monit. Assess.*, 186(11), 7771–7779.
262. T. Rodriguez, P and Reynoldson (2011) *The Pollution Biology of Aquatic Oligochaetes* *Pollut. Biol. Aquat. Oligochaetes*.
263. R Vivien, S Wyler, M Lafont, J Pawlowski (2015) Molecular barcoding of aquatic oligochaetes: Implications for biomonitoring. *PLoS One*, 10(4), 1–15.
264. R Vivien, G Tixier, M Lafont (2014) Use of oligochaete communities for assessing the quality of sediments in *watercourses* of the Geneva area (Switzerland) and Artois-Picardie basin (France): Proposition of heavy metal toxicity thresholds. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 14(2), 142–151.
265. M Lafont, L Grapentine, Q Rochfort, J Marsalek, G Tixier, P Breil (2007) Bioassessment of wet-weather pollution impacts on fine sediments in urban waters by benthic indices and the sediment quality triad. *Water Sci. Technol.*,

56(9), 13–20.

266. Lafont , M . and Vivier , A . (2006). Oligochaete assemblages in the hyporheic zone and coarse surface sediments : their importance for understanding of ecological. (2006), 171–181.

ANEXO: FOTOGRAFÍAS



Fotografía 1: Vista del sitio 1. En este sitio se presenta una isla (al centro), la cual forma parte de una reserva provincial con uso turístico (Tara Inti). Fotografías: Marta Leiva.



Fotografías 2 - 5: Sitio 2. En este sitio se presenta un tramo de rápidos escalonados por afloramientos de arcillas que atraviesan el cauce del río (izquierda arriba y abajo) continuando un área de remnaso (derecha arriba). La vegetación de ribera se encuentra muy degradada con abundancia de tusca (*Acacia aroma*) y evidencias de pastoreo de ganado (derecha abajo). Fotografías: Marta Leiva.



Fotografías 6 - 8: Sitio 3. Este sitio presentó la mayor profundidad y los sedimentos más gruesos (detalle en la fotografía pequeña). La ribera (derecha) ocupada por un amplio banco de arena y abundancia de tusca (*Acacia aroma*) se inunda completamente con las crecidas anuales. Fotografías: Marta Leiva



Fotografía 9: Sitio 4. Este sitio mostró el mejor estado del bosque de ribera y baja profundidad, con formación de bancos e islas. Fotografías: Marta Leiva.



Fotografías 10: Sitio 5. Al frente del dique de derivación al sistema de riego en Los Quiroga. La mayor parte del año la profundidad es muy baja por la sustracción del caudal y se puede observar desecamiento de parte del lecho que presenta bancos de arena y también áreas de rocas (al fondo). Fotografías: Marta Leiva



Fotografía 11: Vista del sitio 6 desde el interior del cauce, entre el puente ferroviario conocido como Puente Negro (en la foto) y el Puente Carretero aguas arriba. Fotografías: Marta Leiva.



Fotografía 12: Vista del sitio 6 desde la avenida de costanera. Al fondo se puede ver el puente carretero que une las ciudades de Santiago del Estero y La Banda. Fotografías: Marta Leiva.



Fotografía 13: Vista de la infraestructura urbana a la altura del sitio 6. Arriba corre la vía del tren hacia el Puente Negro, abajo se puede observar la avenida de costanera. Fotografías: Marta Leiva.



Fotografía 14: Sitio 7 visto desde la costanera. Al fondo a la derecha se puede observar la construcción de nueva infraestructura urbana, en este caso edificios de departamentos, en la ribera del río. Fotografías: Marta Leiva.



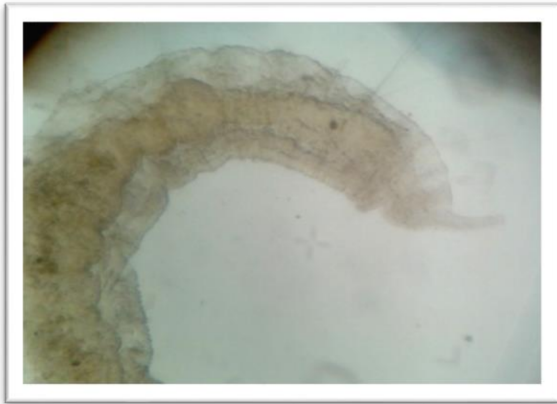
Fotografía 15: Costanera y Parque Aguirre, localizado en la ribera del río a la altura del sitio 7. Fotografías: Marta Leiva.



Fotografía 16: Sitio 8. Se puede observar en la coloración del agua la mezcla con efluentes cloacales sin tratamiento, provenientes de la ciudad de Santiago del Estero, y residuos sólidos urbanos que llegan a través de la red de canales pluviales que descargan en este punto. Fotografías: Marta Leiva.



Fotografías 17 - 20: Larvas de Diptera. Arriba Athericidae (izquierda) y Dolichopodidae (derecha). Abajo: Ephydriidae (izquierda) y Chironomidae (derecha). Fotografías: Marta Leiva.



Fotografías 21-22: Oligochaeta. *Pristina* sp. (izquierda) y *Chaetogaster diaphanus* (derecha). Fotografías: Marta Leiva.



Fotografía 23: Bivalvos identificados como probable *Corbicula fluminea*. Fotografías: Marta Leiva.



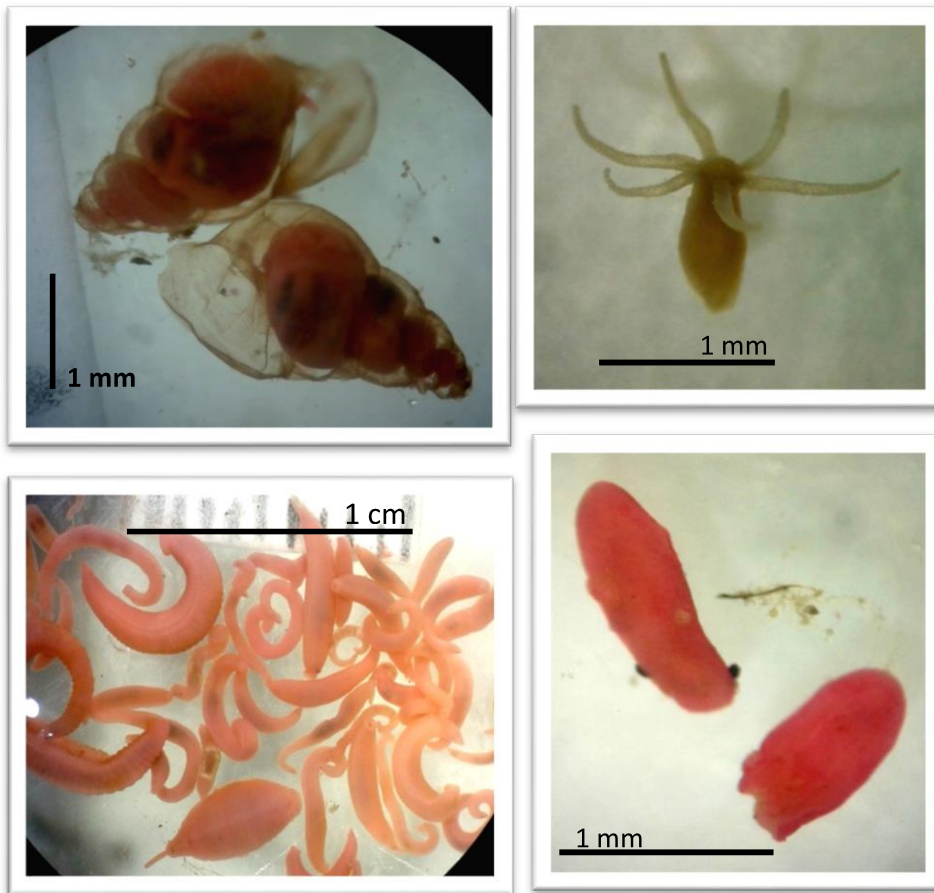
Fotografía 24 - 26: Ejemplares de Ephemeroptera recolectados en el sistema fluvial. Izquierda: Arriba Polymitarcidae; abajo Caenidae; a la derecha Leptophlebiidae. Fotografías: Marta Leiva.



Fotografía 27: Odonata Gomphidae.

Fotografía 28: Larva de Trichoptera.

Fotografías: Marta Leiva.



Fotografías 29 – 32: Otros taxa recolectados en el sistema fluvial. Arriba: Gastropoda (izquierda) e Hydra sp. (derecha). Abajo: Hirudinea (izquierda) y Turbellaria (derecha). Fotografías: Marta Leiva.