

Evaluación de la calidad de agua del sistema hidrográfico Río Uruguay, Región Salto Grande; mediante el uso de herramientas químicas, y bioindicadores: diatomeas y bacterias

Martín D. Novoa; Gladys Subovich; Damaris Goñi; Fernando Parma; Jorgelina Daruich; Celia Williman; Fabricio Raviol

Autores: Laboratorio de investigación de Residuos en Alimentos-LIRA. Facultad de Ciencias de la Alimentación, Universidad Nacional de Entre Ríos (UNER). Monseñor Tavella 1450, E3202BCJ, Concordia, Entre Ríos, Argentina. Contacto: martin.novoa@uner.edu.ar

ARK: <http://id.caicyt.gov.ar/ark:/s22504559/gquzykccw>

Resumen

Se consideró relevante establecer el status ecológico del Río Uruguay y dos tributarios, caracterizando la calidad de agua, usando bioindicadores, parámetros fisicoquímicos y plaguicidas. Se muestrearon 10 sitios sobre los ríos Uruguay, Yuquerí Grande y Arroyo Manzores, con frecuencia estacional, tomándose muestras de agua para análisis fisicoquímico, bacteriológico, DBO; y sedimentos, para plaguicidas y diatomeas. Los valores de conductividad, pH, Sólidos Totales y Alcalinidad, fueron superiores en Yuquerí. Los más elevados de Nitratos, se registraron en Río Uruguay. Los registros de DBO, excedieron el límite para la conservación de la vida acuática, excepto en el último muestreo, donde los valores fueron inferiores al mismo. Se determinó la presencia de pesticidas organoclorados. Se determinó un total de 236 taxa registrándose la mayor riqueza específica en verano. Los géneros con mayor número de especies fueron: *Nitzschia*, *Pinnularia*, *Navicula*, *Gomphonema*, *Placoneis*. Se utilizaron descriptores de los ensambles de diatomeas para evaluar la calidad del agua: Diversidad, Equitatividad, IDG, IPS, TDI. En el ciclo anual, IDG e IPS ubicaron al Río Yuquerí, Arroyo Manzores y sitio Lavadero, en una calidad de agua mala. Los restantes sitios del Río Uruguay, presentaron calidad no satisfactoria. Todos los sistemas hídricos resultaron ser hipertróficos, según el TDI.

Palabras clave: Bioindicadores- Río Uruguay- Calidad de agua- Plaguicidas

Objetivo General

Establecer el status ecológico actual del río Uruguay y dos de sus tributarios, en la zona de estudio, caracterizando la calidad de agua, mediante el uso de diatomeas bentónicas y bacterias, como bioindicadoras; parámetros fisicoquímicos y la factible presencia de plaguicidas organoclorados.

Objetivos específicos

- Determinar la composición y distribución espacio-temporal de las diatomeas bentónicas en los sitios de muestreo del R. Uruguay y sus tributarios A. Yuquerí Grande y A. Manzores.
- Determinar la influencia de las variables fisicoquímicas, hidráulicas y antrópicas sobre estas taxocenosis de diatomeas.
- Confeccionar mapas de calidad de agua a partir del empleo de índices biológicos basados en las diatomeas, que evidencien, la contaminación orgánica en los diferentes sitios de muestreo.
- Determinar la existencia de contaminación fecal, en época estival, a partir de los registros del análisis bacteriológico en la región en estudio.
- Determinar aparición y efecto de "Blooms" o floraciones algales en el área de estudio.

Introducción

El agua dulce constituye el grueso de agua disponible para consumo humano (10%), para la industria (21%) y para la agricultura (69%). Las vidas de muchas personas dependen de los ríos, arroyos, lagos naturales y embalses artificiales. Sin embargo, estas reservas de aguas dulces son vulnerables a la contaminación y al deterioro. El aumento de los sistemas productivos intensivos ha traído consigo un problema de manejo de los contaminantes de diferentes fuentes, los cuales alteran la calidad del agua. El aporte por el arrastre de suelo con contenido de plaguicidas, fertilizantes, vertido de desechos orgánicos, y otros provocado por procesos de lluvia-escorrentía, ocasiona que dichas aguas experimenten cambios físicos y químicos, afectando por consiguiente las distintas comunidades que en ellos viven. Cada vez hay más contaminantes en el ambiente acuático y comienzan a predominar organismos que pueden perturbar el funcionamiento del ecosistema y poner en riesgo la salud humana (Novoa et al, 2021). De este modo se hace imprescindible aplicar tecnologías alternativas para superar los inconvenientes que genera la mayor producción de residuos (Bavcon Kralj et al, 2007; Delgado et al, 2012).

La evaluación de concentraciones ambientales de residuos de pesticidas en Europa y Norteamérica ha mostrado una contaminación significativa de los ríos y el agua subterránea en áreas rurales y urbanas (Gilliom, 2007; Sprague & Nowell, 2008). La aplicación de la legislación en Europa (Water Framework Directive 2000/60) se puso en marcha para restaurar la calidad de la mayoría de los recursos de agua y encontrar el "buen status ecológico". Con relación a la contaminación ambiental, el deterioro de la calidad del agua es uno de los mayores problemas asociados al uso de plaguicidas (RAP-AL Uruguay, 2010; Ibarra Cecena & Corrales Vega, 2011). Las prácticas agrícolas

en nuestra región son las tradicionales, es decir que el uso de agroquímicos y plaguicidas en los cultivos, es habitual. Los controles y las buenas prácticas no siempre llegan a ser implementadas para permitir la eliminación de contaminantes, facilitando la presencia de residuos en los cursos de agua. Algunos de estos plaguicidas son de lenta degradación y pueden permanecer activos por periodos relativamente largos, agravando el problema (Prosperi et al, 2003; Carriquiriborde et al, 2007; Ronco et al, 2008; RAP-AL Uruguay, 2010; Ronco, 2010). Estos contaminantes, así como los productos de diferentes tipos de perturbaciones antrópicas, afectan a toda la cuenca, tanto a un río principal, como a sus tributarios.

Los ecosistemas lóticos presentan un patrón único de diversidad biológica entre los grupos taxonómicos (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). En un cuerpo de agua, los sedimentos actúan como compartimientos de almacenamiento de información de estos ecosistemas acuáticos (Rosenberg et al, 1998). El análisis de esta información, desde el punto de vista biológico (evaluando, por ejemplo, bacterias, o diatomeas), así como físico y químico, puede ayudar a entender su historia y, predecir su futuro. De esta manera es posible determinar el papel de estos ecosistemas como fuente o sumidero de nutrientes y contaminantes, estudiar la calidad del material degradado o monitorizar su respuesta a la remediación o la recuperación natural del estrés antropogénico (Mallory et al., 2002). Las mediciones de los parámetros fisicoquímicos, son testigos de las condiciones instantáneas de las aguas y los efectos de los contaminantes se detectan si son dispuestos en el momento. Por sí solos, son pobres determinantes de los impactos de los contaminantes en los ecosistemas acuáticos, en comparación con los indicadores biológicos (Walsh y Wepener, 2009). Estos, integran la calidad del agua temporalmente y también reflejan la influencia conjunta de múltiples factores estresantes sobre la biota (Jüttner et al, 2012). Como una alternativa a estos procedimientos, muchos países han desarrollado técnicas de biomonitorio basadas en la evaluación de índices de sensibilidad de organismos vivos ante la presencia de distintas perturbaciones en los sistemas acuáticos. En Europa y EEUU, bajo la Directiva Marco del Agua (DMA, 2000) se exige la evaluación del estado ecológico de los sistemas acuáticos mediante el empleo de indicadores biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos. Hasta la fecha en nuestro país los estudios biológicos han estado ligados a universidades y otros organismos de investigación. Tal situación ha comenzado a revertirse a partir de las legislaciones surgidas luego del año 2002: Ley general del ambiente (LN 25.675 - 2002), Régimen de gestión ambiental de aguas (LN 25.688 - 2002) y Ley de la Cuenca Matanza Riachuelo (LN 26.168 - 2006). En estas leyes se establece que la política en el ámbito de ambiente contribuirá a alcanzar, entre otras cosas, la conservación, la protección y la mejora de la calidad del medio ambiente y la utilización prudente y racional de los recursos naturales.

La contaminación de un sistema acuático se refleja en las poblaciones a través del desarrollo simultáneo de tres clases de fenómenos: modificación de la estructura poblacional, aparición y proliferación de especies asociadas a determinados aportes y/o desaparición más o menos rápida y gradual de la totalidad o parte de la población inicial (Whitton et al, 1991). Así, en un sistema perturbado, es posible advertir el reemplazo de especies sensibles por tolerantes (Lange-Bertalot, 1979).

Las algas, las bacterias y los hongos, junto con polisacáridos hidratados secretados por ellos mismos, forman un entramado denominado biofilm (Sabater et al, 1993) que forma la base de las cadenas alimenticias a escala local, gobernando la asimilación,

retención y transformación de materiales particulados y disueltos en el ecosistema acuático. Dentro del biofilm, las diatomeas, son los productores primarios más abundantes, aportando el 20% de la fijación global de Carbono (Hildebrand, 2008). Juegan un importante rol en la red trófica bentónica constituyendo una fuente alimenticia sustancial para los organismos que se alimentan de ellas (Gomez *et al.*, 2009). De acuerdo a Stevenson & Bahls (1999), las diatomeas son los indicadores ecológicos más usados a causa de que ellas son abundantes en la mayoría de los ecosistemas acuáticos y que sus especies se adaptan diferencialmente a un amplio rango de condiciones ecológicas. Son indicadores tempranos tanto de incremento de polución, como de restauración del hábitat (Stevenson and Pan, 1999). Stevenson *et al.*, 2010; Stevenson, 2014; Morin *et al.*, 2016; evidenciaron que las diatomeas son sensibles a la contaminación por nutrientes y materia orgánica (nitrato, fosfato). También se ha reportado, que poseen alta sensibilidad a los tóxicos orgánicos (atrazina, metolacoloro, fenoles y HAP) (Blanco y Becares, 2010), y contaminación inorgánica (metales pesados) (De Jonge *et al.*, 2008; Morin *et al.*, 2012). Por todo lo anterior y debido a las características de este grupo algal, las diatomeas son consideradas como indicadoras robustas de la calidad del agua (Stenger-Kovács, 2013; Besta *et al.*, 2015), e importantes referentes geoambientales.

El Río Uruguay, al igual que sus afluentes, han resultado afectados por una intensa actividad antropogénica, acompañada muchas veces por la falta de una planificación adecuada en la explotación de los recursos. Las prácticas agrícola-ganaderas, las actividades industriales y en algunos casos, la deficiente infraestructura sanitaria de la población, generan que muchos de estos ecosistemas acuáticos se hallen en un estado de notable deterioro (Novoa *et al.*, 2017). Cambios en la demografía humana afectan la disponibilidad de los recursos de agua y dado que la población extiende los límites de las zonas urbanizadas; sus actividades podrían afectarlos de manera drástica. La Organización Mundial para la Salud en sus Directrices para ambientes de aguas recreativas seguras, establece los efectos en la salud asociados con la contaminación fecal de las mismas (OMS 2003, 2006 vol. 1 y vol. 2). Generalmente, contienen una mezcla de cepas patógenas y no patógenas de microorganismos; que pueden provenir de aguas residuales de origen municipal (cloacal), doméstico (efluentes no tratados), animales de granja, y otros. Algunos de estos microorganismos, podrían causar infecciones gastrointestinales debido a la ingestión o infecciones del tracto respiratorio superior, oídos, ojos, cavidad nasal y piel (CARU, 2019). Los criterios de calidad de agua de uso recreacional permiten establecer una relación cuantificable entre la densidad de un indicador en el agua y el potencial riesgo para la salud humana que supone su uso. Esta problemática se encuentra presente en las costas del Río Uruguay, donde son escasas las localidades que poseen plantas de tratamiento cloacal adecuado a la población actual (Tanaro *et al.* 2006; DINAMA 2011). Los mayores centros urbanos se encuentran a la vera o en las cercanías del río aguas abajo del embalse de Salto Grande. Asimismo, se conoce que aumenta la reproducción de las bacterias en temperaturas elevadas como las presentes en la época estival. Por otro lado, la eutrofización de estos cuerpos de agua, debido al ingreso de nutrientes (Nitrógeno o Fósforo), se ha identificado como el principal factor responsable de los "blooms" algales. Las floraciones de cianobacterias tóxicas representan uno de los factores de estrés más graves en lagos y ríos; y ocurren año tras año en la región de la represa de Salto Grande (CARU, 2019). Aunque las represas son importantes para el desarrollo económico (suministro de agua, riego, energía eléctrica, navegación, recreación), también producen cambios severos e irreversibles en los regímenes hidrológicos natura-

les de los ríos de todo el mundo, modificando la calidad de los hábitats del río (debido a factores como estrés térmico, disminución de oxígeno disuelto y ciclos de nutrientes) y alterando la dinámica de toda la biota (Nunes et al, 2015). La calidad del agua y la condición ecológica de los embalses, como cuerpos de agua receptores, a menudo reflejan la condición y las actividades que se realizan en los tributarios (Leigh et al, 2015).

Por todo lo anterior y porque en nuestra región, el agua es: uno de los principales alimentos, interviene en muchas etapas de procesos agroindustriales y se utiliza para recreación y pesca; resulta de mucha importancia, conocer la calidad del agua de diferentes sitios estratégicos del Río Uruguay y dos de sus afluentes, ubicados en zonas aledañas a la ciudad de Concordia, mediante un estudio integral e interdisciplinario de: bioindicadores (Diatomeas y bacterias), parámetros fisicoquímicos y pesticidas.

Impacto socioeconómico, tecnológico y ambiental en el campo, área o temática

La provincia de Entre Ríos, está íntimamente vinculada con los grandes cursos de agua que la rodean, uno de los cuales es el Río Uruguay. Su calidad de agua, es uno de los factores más importantes que condicionan la vida de las ciudades ribereñas, dado que los principales usos son: agroindustria, consumo, pesca y recreación. La continua expansión y crecimiento de las poblaciones aledañas, incrementan la descarga de efluentes de diversas fuentes, al curso principal y a sus tributarios. Por lo tanto, resulta vital, el estudio de la calidad de agua de este recurso natural. El Embalse de Salto Grande es un cuerpo de agua que en época estival suele tender a eutrofizarse, generándose floraciones algales de gran intensidad (en ocasiones tóxicas), que impactan sobre la calidad de agua del río Uruguay aguas abajo, afectando las áreas balnearias (CARU, 2019). Es importante, evitar los brotes de enfermedades transmitidas por el agua, principalmente en verano, dada su capacidad de infectar simultáneamente a un gran número de personas que hace uso de ellas (OMS, 2006 vol. 2).

Frente a este panorama, es importante disponer de información actualizada respecto a los diferentes niveles de contaminación por lo que se desprende la necesidad de establecer el «status» ecológico actual del Río Uruguay y dos de sus tributarios, en un área estratégica de muestreo.

La combinación de diversos índices bióticos obtenidos a partir de distintos organismos indicadores resulta interesante y recomendable, ya que suministra información de relevancia, siendo las diatomeas, indicadoras de polución a corto término comparadas con otras comunidades. Se prevé aplicar aquellos índices de calidad de agua que más se ajusten a los datos de riqueza y abundancia de los ensambles de diatomeas bentónicas. El control de estos recursos permitirá la toma de decisiones preventivas, a fin de mitigar la contaminación con el consiguiente impacto socioeconómico y ambiental.

Área de Estudio

El Río Uruguay, principal tributario del embalse Salto Grande nace en Brasil por la confluencia de los ríos Pelotas y Do Peixe (límite entre los estados de Santa Catarina y Río Grande do Sul) y recorre 1.800 km hasta su desembocadura en el Río de La Plata. Su lecho es principalmente de roca basáltica, siendo el margen uruguayo más alto que el argentino. El régimen hidrológico del río presenta sus mayores caudales durante el invierno y los menores en verano. El caudal medio en 72 años de registro fue de $4,643 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (CTM, 1982). La cuenca del Río Uruguay abarca 385.000 km_2 de extensión en territorios de Brasil, 45 %; Argentina, 43 %; y Uruguay 12 % (Chalar, 2006), mientras que la cuenca del embalse es de 47.235 km_2 .

Posee una gran importancia ecológica a pesar de la alta degradación ambiental que manifiesta. En su porción media se sitúa la selva tropical de Misiones, uno de los sitios de mayor biodiversidad del mundo (Infocivica, 2005). Gran parte de su deterioro está relacionado con las actividades agro-industriales que en ella se desarrollan así como también por los emprendimientos hidroeléctricos.

El área seleccionada para este estudio abarca al tramo del Río Uruguay que discurre frente a la ciudad de Concordia, provincia de Entre Ríos, y a dos de sus tributarios: Arroyo Yuquerí Grande y Arroyo Manzores (Fig. 1). El Yuquerí Grande es un pequeño curso de agua de la cuenca hidrográfica del Río Uruguay, ubicado en el departamento Concordia. Se dirige con rumbo sureste, y en el tramo final de su curso, atraviesa el ejido municipal. Luego de recorrer 54,03 km desagua en el río Uruguay, en el paraje donde se hallaba el antiguo puerto de la ciudad (Fig. 2). Respecto al A. Manzores, atraviesa transversalmente a la ciudad de Concordia, recibiendo distintos tipos de efluentes, para verter sus aguas en el Río Uruguay, en el Puerto, en cercanías a Playa/Balneario Los Sauces (Fig. 3).

Estos recursos hídricos, reciben el impacto directo de una población en continua expansión que ejerce diferentes niveles de perturbación de acuerdo al uso del agua: consumo, pesca, recreación, actividades agroindustriales y descargas de diferentes tipos de efluentes.

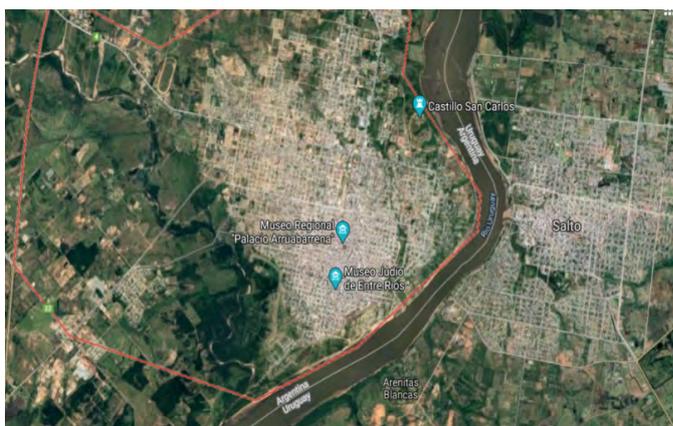


Fig. 1.- Río Uruguay, ciudad de Concordia. Fuente: Google Earth - Datos de mapa (<http://maps.google.com/>)



Fig. 2.- A. Yuquerí Grande, ciudad de Concordia. Fuente: Google Earth - Datos de mapa (<http://maps.google.com/>).

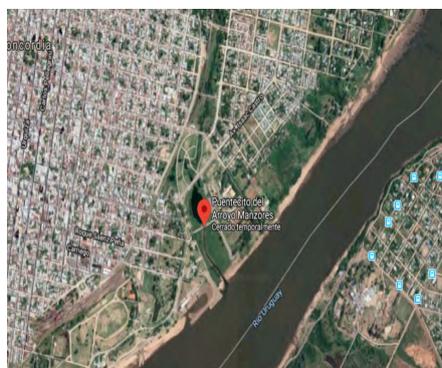


Fig. 3.- A. Manzores, ciudad de Concordia. Fuente: Google Earth - Datos de mapa (<http://maps.google.com/>)

Metodología

Se realizó un viaje exploratorio a la zona de estudio en julio de 2020 a fin de: determinar áreas accesibles y aptas para la para la realización del trabajo, toma de muestras y seleccionar desde el punto de vista biológico los sitios de muestreo definitivos. En este muestreo piloto se tomaron muestras de sedimentos (para análisis de diatomeas bentónicas) y se registraron algunos parámetros físico-químicos. Los resultados obtenidos de estos análisis permitieron seleccionar los puntos definitivos sobre el Río Uruguay, entre los que se incluyen además, puntos en dos tributarios: Río Yuquerí Grande y Arroyo Manzores. Por otro lado, se incluyeron sitios de muestreo de interés particular de la Secretaría de Obras Públicas de la Municipalidad de Concordia, la cual, avala esta línea de investigación.

Los puntos de muestreo del presente estudio se detallan a continuación (Fig. 4):

- 1.- Puente Negro–Yuquerí Grande (Ne).
- 2.- Puente Alvear–Yuquerí Grande (Al).
- 3.- Puente Frondizi–Yuquerí Grande (Pe).
- 4.- Pesca–Río Uruguay (Ps).
- 5.- Arroyo Manzores (MC).
- 6.- Sauces–Río Uruguay (Sa).
- 7.- Lavadero–Río Uruguay (La).
- 8.- Desembocadura Río Yuquerí Grande (YG).
- 9.- Antes de la confluencia Río Uruguay- Río Yuquerí Grande (AYG).
- 10.- Post Confluencia Río Uruguay- Río Yuquerí Grande (PYG).

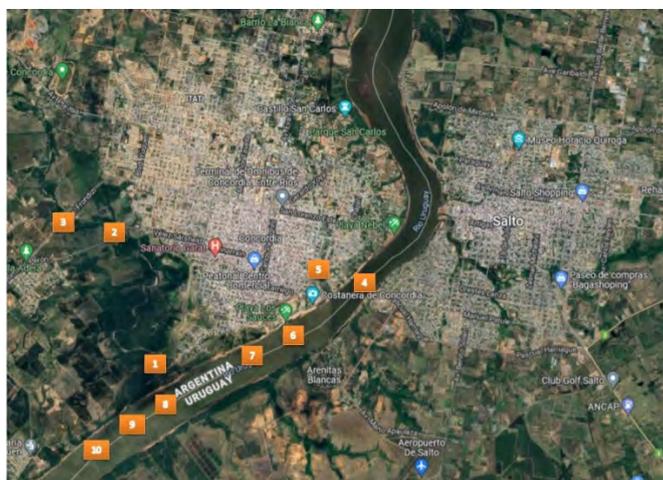


Fig. 4.- Sitios de muestreo sobre el Río Uruguay en el tramo seleccionado para este estudio: 1.- Puente Negro (Ne) / 2.- Puente Alvear (Al) / 3.- Puente Frondizi (Pe) / 4.- Pesca (Ps) / 5.- Manzores (MC) / 6.- Sauces (Sa) 7.- Lavadero (La) / 8.- Antes Yuquerí Grande (AYG) / 9.- Yuquerí Grande (YG) / 10.- Post Yuquerí Grande (PYG)

El muestreo fue estacional a lo largo de un ciclo anual, comenzando en Agosto, 2021 (Invierno) y finalizando en mayo, 2022 (otoño). Se colectaron muestras en los sitios siguiendo una transecta longitudinal, a 10 mts de la costa, embarcados con personal del Laboratorio de Investigación de Residuos en Alimentos-FCAL-UNER, Laboratorio de Química Ambiental-UNSL y Prefectura Naval Argentina.

Los envases para la toma de muestras fueron lavados y rotulados correctamente en el laboratorio LIRA-FCAL-UNER. La toma de muestras de agua superficial y sedimentos se realizó siguiendo los lineamientos generales de procedimientos estandarizados (APHA, 1998). En todos los muestreos se midieron *in situ* los parámetros fisicoquímicos, Temperatura (°C) y Oxígeno Disuelto (mg/l); mediante la utilización de una sonda multiparamétrica. Todas las muestras se conservaron refrigeradas a 4 °C durante el traslado al laboratorio (APHA, 1998), las mismas se identificaron y rotularon para su posterior procesamiento.

En cada punto de muestreo, en cada estación, se recolectaron:

- Una muestra de agua (a 20 cm de profundidad) para análisis físicoquímico (pH, Conductividad, Sólidos Totales, Alcalinidad, Dureza, Nitratos) en envase de plástico de 2 lts, que luego fue trasvasada a frascos de vidrio color caramelo lavados adecuadamente (CTM, 1988; APHA, 1998).

- Una muestra de agua en envases estériles de 1,5 lt para análisis de DBO₅.

- Una muestra de sedimento, para análisis de plaguicidas organoclorados, utilizando una draga y luego trasvasada a un envoltorio de aluminio.

- 5 réplicas de la capa superficial del biofilm o sedimento (0,5 cm), de una superficie conocida (área: 3,14 cm²), mediante pipeteo, para determinaciones taxonómicas de diatomeas y recuentos (Licursi & Gomez, 2010). Las muestras se preservaron con formaldehído 4%.

- En verano, se colectaron dos muestras adicionales por sitio de muestreo, una para análisis bacteriológico (Coliformes Fecales, Escherichia coli y Enterococos fecales) y otra, para determinación de Nitrógeno y Fósforo Reactivo Soluble.

En los resultados, se tendrán en cuenta las siguientes siglas para referirnos a las campañas de muestreo y a los puntos de toma de muestras sobre el Río Uruguay, Río Yuquerí Grande y Arroyo Manzores, a los fines de simplificar el escrito, tablas y figuras:

M1: Primer muestreo, Invierno - Agosto 2021.

M2: Segundo muestreo, Primavera - Noviembre 2021.

M3: Tercer muestreo, Verano - Marzo 2022.

M4: Cuarto muestreo, Otoño - Mayo 2022.

El nombre de los sitios en cada sistema hidrográfico se abrevia según:

Río Yuquerí Grande

Ne: Puente Negro.

Al: Puente Alvear.

Pe: Puente Frondizi.

YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande

(ubicado próximo a la confluencia con el Río Uruguay).

Río Uruguay

Ps: Pesca

Sa: Playa Los Sauces

La: Lavadero

AYG: Antes de la confluencia Río Uruguay- Río Yuquerí Grande

PYG: Post Confluencia Río Uruguay- Río Yuquerí Grande

Arroyo Manzores

MC: Manzores.

Los sitios AYG y PYG, se ubican sobre el Río Uruguay, antes y después de la confluencia con el Río Yuquerí Grande.

PLAGUICIDAS

Se detallan a continuación los materiales y equipamiento utilizados para la determinación de plaguicidas organoclorados en sedimentos.

Reactivos

- Estándares certificados de: *alfa-HCH*, *beta-HCH*, *delta-HCH*, *endosulfan*, *aldrin*, *heptacloro epóxido B*, *heptacloro epóxido A*, *transclordano*, *dieldrin*, *endrin*, *p*, *p'*- DDT (Accu Standard Inc.).
- Hexano calidad cromatográfica (Merck).

Equipamiento

- Cromatógrafo gaseoso Hewlett Packard Modelo 6890 Serie II, con sistema de inyección capilar "split/splitless", equipado con Inyector automático Hewlett Packard Modelo 6890 y Chem station o estación de trabajo HP. Versión A.03.34 con Detector de microcaptura de electrones (μ ECD) y Detector de Nitrógeno-Fósforo (NPD). Columna Agilent HP – 5MS 0,25 mm x 30 m x 0,25 μ m de diámetro interno (i.d.). "Liner" o inserto de 900 μ l – 78,5 x 6,5 mm para inyección directa y de 0.75 mm de diámetro interno para SPME.
- Cromatógrafo gaseoso Hewlett Packard GC 6890, equipado con dos sistemas de inyectores: Inyector de Vaporización con Temperatura Programada (PTV) y puerto de inyección modo "split/splitless". Liner o inserto de 0.75 mm (i.d.) para SPME. Muestreador automático HP 7683, columna capilar HP5 MS (30 m x 0,25 mm x 0,25 μ m). Detector Selectivo de Masa (MSD) HP 5973. ChemStation o estación de trabajo HP. Biblioteca NIST y RTLPEst.
- Centrífuga Gelec G-142-D de 5.000 rpm.
- Baño de ultrasonido NEY-Dental International con controles ajustables.
- Evaporator RapidVap (Labconco Corp., Kansas, United States).

DESARROLLO METODOLÓGICO

Teniendo en cuenta que, la técnica de determinación de plaguicidas organoclorados en sedimentos se encuentra validada e incorporada en los registros correspondientes al Nomenclador de Técnicas de Análisis, según lo establecido en la normativa (ISO-17025) del Sistema de Gestión de la Calidad implementado en el laboratorio, se procedió según los criterios de la misma para su verificación.

Preparación de estándares y muestras fortificadas

A partir de las soluciones madres individuales de estándares certificados de los analitos mencionados, se prepararon soluciones en metanol a una concentración de 50 mg/l, las cuales se utilizaron para la preparación por quintuplicado de soluciones de los analitos en hexano a tres concentraciones, como mínimo, en el rango de linealidad del método.

En todos los ensayos del presente trabajo, las muestras fortificadas se prepararon a las diferentes concentraciones según este procedimiento.

El análisis de los datos obtenidos permitió determinar los parámetros estadísticos correspondientes a fin de verificar la optimización del mismo (Duffau et al., 2010).

Técnicas Analíticas

Para la determinación e identificación de los plaguicidas se aplicaron las siguientes técnicas analíticas:

- Técnica extractiva por extracción con solventes: se tomaron 5 gramos de muestra previamente homogenizada, a las cuales se les efectuaron extracciones sucesivas con 5 ml de hexano, agitación con vortex y ultrasonido, centrifugado a 3500 r.p.m., luego el extracto es evaporado a sequedad y reconstituido con 0,5ml de hexano (Kuran-chie-Mensah et al., 2012; Hellar-Kihampa et al., 2013).

- Cromatografía gaseosa, con detector de microcaptura de electrones (GC- μ ECD).

- Cromatografía gaseosa y espectrometría de masa (GC-MSD) - SPME.

Condiciones Cromatográficas

GC- μ ECD: columna HP-5MS (30 m \times 0,25 mm \times 0,25 μ m i.d.), gas carrier He y flujo por columna de 1 ml/min, temperatura inyector de 250 °C. "Liner" o inserto de 900 μ l - 78,5 \times 6,5 mm. Modo "splitless", inyector automático y volumen de inyección de 1 μ l, temperatura del detector 290 °C. Horno a temperatura inicial de 80 °C durante 0,2 minutos, rampa de calentamiento de: 40 °C/min hasta 195 °C, de 12 °C/min hasta 280 °C y de 5 °C/min hasta 290 °C durante 8 min.

GC-MSD: Temperatura de interfase 280 °C. Temperatura de cuadrupolo 150 °C. Fuente de iones 230 °C. Energía de ionización 70 e.V. Modo SCAN entre 40 a 550 m/z con 0,2 s de escaneo. Modo SIM. Columna Agilent HP - 5MS 0,25 mm \times 30 m \times 0,25 μ m. Modo: flujo constante. Velocidad de flujo: 1 ml/min. Presión 7,64 psi. "Solvent delay" (retardo del solvente): 9,8 minutos. Gas portador: Helio 99.9995 % y trampa de humedad e hidrocarburos.

Condiciones del horno para la identificación de los analitos: Temperatura inicial: 80 °C durante 0,2 min. Rampa: 40 °C/min hasta 195 °C, 12 °C/min hasta 280 °C y 5 °C/min hasta 290 °C durante 8 min.

Se verificó para cada metodología y para cada sistema cromatográfico: la linealidad, intervalos de confianza, precisión en los puntos seleccionados de la curva de regresión lineal, la exactitud, límites de detección y cuantificación del sistema y del método.

Análisis de los Resultados

El tratamiento estadístico de todos los resultados obtenidos en el presente trabajo se realizó mediante software: Statgraphics Centurión XV, versión 15.2.06 y GraphPad Prism 5 versión 5.00 (González Martín et al, 1994; Dejaegher y Vander Heyden, 2007; Feinberg, 2007; Masson, 2007; Peluso et al, 2013).

PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E HIDRÁULICOS

A fin de obtener una caracterización orientativa respecto a los valores de los parámetros fisicoquímicos en agua en cada sitio de muestreo, en el laboratorio, se efectuaron ensayos por triplicado según la metodología estandarizada (APHA, 1998 y GEMS, 1987). Los valores que se observan en las figuras son el promedio de las mismas.

Se realizaron utilizando las siguientes metodologías:

Tabla 1.- Listado de análisis fisicoquímicos y metodologías

Determinación	Metodología
pH	LIRA-ME-5.04.03 - Método electrométrico 4500-H.B (*)
Conductividad	LIRA-ME-5.04.04 - Método conductimétrico normalizado 2510.B (*)
Sólidos Totales Secados	LIRA-ME-5.04.05 - Sólidos totales secados a 103-105°C 2540.B (*)
Alcalinidad Total	LIRA-ME-5.04.06 - Método potenciométrico GEMS (**)
Dureza total	LIRA-ME-5.04.07 - Método titulométrico de EDTA 2340.C (*)
Nitratos	LIRA-ME-5.04.09 - Método espectrofotométrico del salicilato.
Demanda Bioquímica de Oxígeno	LIRA-ME-5.04.36 - Prueba de DBO de 5 días 5210 B (*)
(*) APHA-AWWA-WPCF - Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ediciones Díaz de Santos, S. A. Madrid 1992. Ed. 17.	(**) Global Environmental Monitoring System (GEMS) - GEMS/Water Operational Guide - ETS/78.8/Rev.1. World Health Organization, Geneva, 1987.

Luego de tomar la cantidad de muestra necesaria para la determinación de sólidos totales, la totalidad de la muestra se filtró con papel de filtro Whatman N°1 para que la gran cantidad de sólidos no interfiera en el desarrollo de color de las técnicas colorimétricas.

Análisis de las Diatomeas

Se detallan a continuación los materiales y equipamiento considerados más relevantes para este análisis:

Reactivos

- Medio de montaje para diatomeas, Naphrax Ltd. de alta resolución.
- Peróxido de hidrógeno de 100 V.
- Ácido Sulfúrico
- Permanganato de Potasio.
- Ácido Oxálico
- Agua Bidestilada

Equipamiento

- Microscopio Óptico Trinocular, de alta resolución, marca LEICA, modelo DM 2500, campo claro, contraste de fases, Contraste de Interferencia Diferencial (DIC), cámara fotográfica y sistema de fluorescencia (LIRA-UNER).
- Equipo E. Pure – Barnstead, utilizado para la obtención de agua grado 1.
- Centrífuga Gelec G.142D

Procesamiento de las muestras

Para el estudio del fitobentos, se tomó una fracción de las muestras de sedimentos (1 gr.) para la observación, determinación taxonómica y conteo de valvas. Se procedió a homogenizar cada muestra de sedimentos y de cada una se separó una fracción que fue secada en estufa y luego pesada. En algunos sitios, donde no se pudo tomar muestras de sedimento, se recolectaron rocas y se realizó el raspado de una zona de 6 cm² con un cepillo, diluyendo con agua destilada (Stevenson y Rollins, 2007).

Luego, se procedió a la eliminación de la materia orgánica según la técnica propuesta por Hasle & Fryxel (1970), la que se detalla a continuación:

A.- Tratamiento previo de la muestra

1. Se Colocó una alícuota del material en un Erlenmeyer y se adicionó la misma cantidad de ácido sulfúrico, posteriormente se adicionó una solución saturada de Permanganato de Potasio recién preparada hasta que la muestra tomó color púrpura.
2. Se agitó y se dejó en oscuridad durante 24 horas.
3. Se añadió una solución saturada de Ácido Oxálico, recién preparada hasta que se logró la decoloración de la muestra.
4. Se Centrifugó y descartó el sobrenadante.
5. El sedimento se diluyó con agua destilada. Luego se agitó y centrifugó nuevamente. Este proceso se realizó hasta alcanzar el pH del agua destilada
6. Para cerciorarse de la eficiencia de la digestión de la materia orgánica (MO) se observó al microscopio, una gota del material tratado. Cuando se evidenció la presencia de remanentes de MO se recomenzó a partir del agregado de ácido oxálico.

B.- Montaje de preparados permanentes

1. Se colocó tres cubreobjetos, por cada muestra, sobre una plancha de secado y se les agregó a cada uno 1 a 4 gotas de la suspensión de diatomeas.
2. Cuando la muestra fue muy densa se colocó una gota y diluyó con agua destilada.
3. Una vez que la muestra se evaporó, se procedió a añadir sobre el portaobjetos 2 a 4 gotas de resina (Naphrax®: 1,7 IR).
4. Se asentó la superficie del portaobjetos con la resina sobre el cubreobjetos ya seco, se invirtió el portaobjetos y se lo colocó nuevamente en la plancha de secado.
5. Una vez que la resina se licuó y se extendió sobre la muestra debido al calor de la plancha, se removieron las burbujas de aire y el excedente de resina que suele quedar en los bordes.

En la identificación taxonómica se utilizaron las floras standard y bibliografía específica para las diatomeas. Se siguió en especial a Krammer & Lange-Bertalot (1988; 1991a y b); Metzeltin & Lange-Bertalot (2007); Lange-Bertalot (2001); Krammer (2002); Metzeltin *et al*, 2005. La distribución geográfica en nuestro país, de los taxones identificados se tomó de los catálogos de Tell (1985) y la caracterización ecológica de Van Dam *et al*, 1994. Para determinar la distribución de las especies de la comunidad fitobentónica lo largo del ciclo anual, se construyeron tablas de presencia-ausencia de los taxones.

La determinación semicuantitativa se realizó mediante recuentos de un mínimo de 400 valvas en preparaciones permanentes, bajo microscopio óptico (Battarbee, 1986). Se anexaron a la lista taxonómica, las nuevas sinonimias propuestas en aquellos taxones reportados con posterioridad. No se utilizarán las sinonimias en aquellas variedades de las especies que todavía no han sido sinonimizadas (<http://westerndiatoms.colorado.edu/species>; <https://diatoms.org>, OMNIDIA 6.1 (Lecointe *et al*, 1993).

Índices ecológicos:

A partir de los resultados de abundancias relativas de las diatomeas se calcularon los índices de Diversidad de Shannon-Wiener y Equitatividad asociada para cada muestra.

Una vez realizadas las determinaciones taxonómicas y recuentos valvares de diatomeas de la totalidad de las muestras; para determinar la calidad del agua, se calcu-

laron diversos índices bióticos. Para ello, se utilizó el software OMNIDIA 6.1 (Lecointe et al, 1993). Se aplicaron aquellos, que más se ajustaron a los registros de riqueza de especies y abundancia para los sistemas hídricos estudiados en el presente proyecto. Esta información, en conjunto con la relación de los parámetros físico-químicos aportó información para el mejor conocimiento del Río Uruguay y sus tributarios.

Resultados alcanzados y discusión

PLAGUICIDAS EVALUADOS EN LOS DIFERENTES SITIOS Y FECHAS DE MUESTREOS

En las siguientes tablas y figuras se presentan los resultados de la evaluación de los niveles de plaguicidas en los diferentes sitios y fechas de muestreo.

Tabla 2.- Niveles residuales de plaguicidas en agua (µg/Kg) correspondientes al M1 (Invierno). Referencias: Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

	Ne	Al	Pe	YG	MC	Ps	Sa	La	AYG	PYG
Delta HCH	<LC ^a	125,3	8,7	20,2	4,2	<LC	<LC	3,9	47,8	9,3
Alfa HCH	<LD ^b	4,4	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Beta HCH	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Aldrin	<LD	<LD	<LD	4,3	<LD	<LD	<LD	<LD	4,7	<LD
Heptacloro epóxido B	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Heptacloro epóxido A	10,7	39,3	6,1	84,5	<LC	<LC	5,1	9,1	20,8	39,2
Transclordano	<LD	<LD	<LD	<LC	<LD	<LD	<LD	<LD	<LC	<LD
Endosulfan	16,7	39,1	6,6	106,2	<LC	<LC	8,2	12,2	25,5	46,6
Dieldrin	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LC	<LD
Endrin	<LC	<LD	<LC	11,5	<LD	<LD	<LD	<LC	<LC	4,7
p, p'- DDT	<LD	9,3	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD

(a) <LC: Menor al Límite de Cuantificación, (b) <LD: Menor al Límite de Detección.

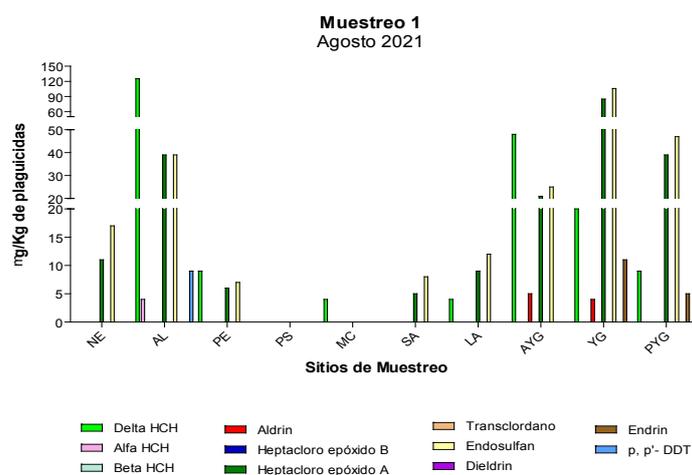


Figura 5.- Variación de los niveles de plaguicidas en sedimentos. M1 (Invierno). Referencias: Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

En la tabla 2 y figura 5 se presentan los resultados de los plaguicidas detectados en los diferentes sitios en el muestreo uno (M1), correspondiente al mes de agosto de 2021. Podemos observar que los sitios de mayor presencia de plaguicidas corresponden a: AL, AYG, YG y PYG. Los plaguicidas de mayores niveles en estos sitios fueron: Delta HCH, Heptacloro epóxido A y Endosulfán.

Tabla 3.- Niveles residuales de plaguicidas en agua (µg/Kg) correspondientes al M2 (Primavera). Referencias: Ne: Puente Negro, AL: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

	Ne	AL	Pe	YG	MC	Ps	Sa	La	AYG	PYG
Delta HCH	19,1	53,4	13,6	20,6	24,1	26,6	18,9	26,6	15,0	16,2
Alfa HCH	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Beta HCH	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Aldrin	<LD	5,1	<LC	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Heptacloro epóxido B	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Heptacloro epóxido A	44,5	47,7	30,0	17,9	44,1	9,2	10,3	23,3	12,4	41,3
Transclordano	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Endosulfan	60,4	65,0	44,1	36,0	54,4	10,8	15,8	30,9	20,1	57,0
Dieldrin	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Endrin	5,9	9,4	4,3	<LC	5,3	<LD	<LC	<LC	<LC	5,2
p, p'- DDT	<LD	5,6	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LC	<LD	<LD

(a) <LC: Menor al Límite de Cuantificación, (b) <LD: Menor al Límite de Detección.

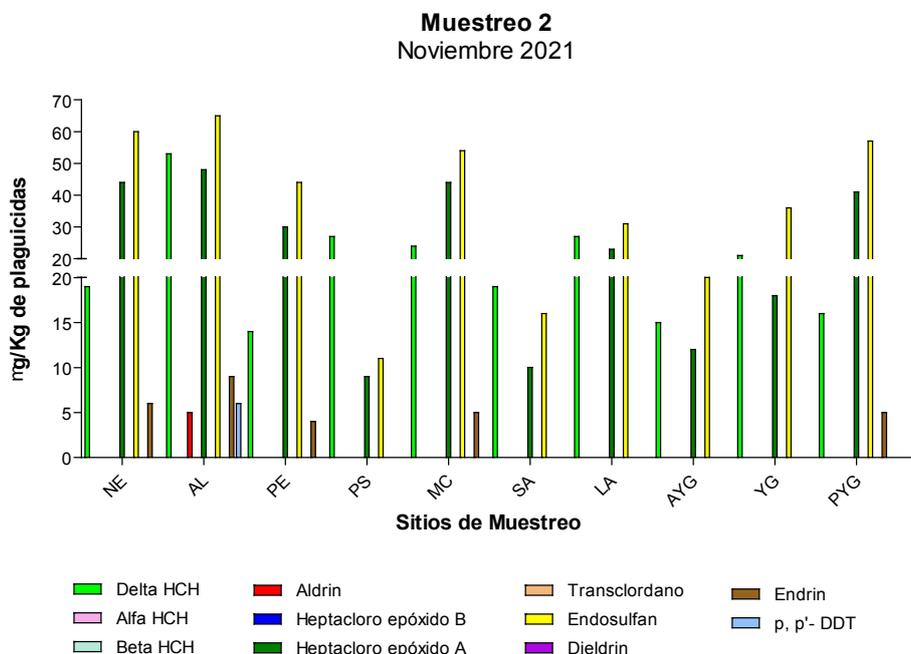


Figura 6.- Variación de los niveles de plaguicidas en sedimentos. M2 (Primavera). Referencias: Ne: Puente Negro, AL: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

En la tabla 3 y figura 6 se presentan los resultados de los plaguicidas detectados en los diferentes sitios en el muestreo 2 (M2), correspondiente al mes de noviembre de 2021.

Podemos observar la presencia de plaguicidas en todos los sitios de muestreo. Los pesticidas de mayores niveles se registraron en: Ne, Al, Pe, MC, PYG. Principalmente Heptacloro epóxido y Endosulfan.

Tabla 4- Niveles residuales de plaguicidas en sedimentos ($\mu\text{g}/\text{Kg}$) correspondientes al muestreo 3 (Verano). Referencias: Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

	Ne	Al	Pe	Ps	MC	Sa	La	YG	PYG
Delta HCH	20,4	23,4	45,6	15,8	55,7	23,9	48,5		20,8
Alfa HCH	<LD ^b	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LC ^a	<LD	<LD
Beta HCH	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LC	<LD	<LC
Aldrin	<LD	<LD	15,7	<LD	11,5	<LD	<LC	27,4	<LC
Heptacloro epóxido B	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LC	<LD
Heptacloro epóxido A	9,8	<LD	38,5	6,2	255,0	18,3	111,7	32,4	57,4
Transclordano	<LD	<LD	6,4	<LD	4,6	<LD	<LC	6,5	<LC
Endosulfan	11,4	<LD	120,1	8,6	296,3	29,2	144,9	88,1	69,3
Dieldrin	<LD	<LD	18,3	<LD	<LD	<LD	<LD	8,5	<LD
Endrin	4,1	<LD	29,7	<LC	28,2	10,4	18,0	6,0	8,8
p, p'- DDT	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	5,8	<LD	<LC

(a) <LC: Menor al Límite de Cuantificación, (b) <LD: Menor al Límite de Detección.

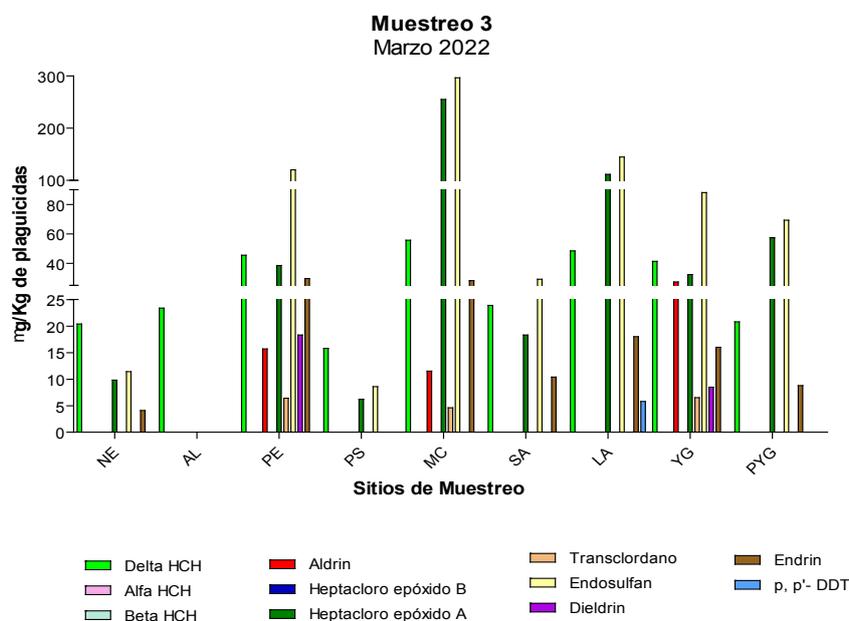


Figura 7- Variación de los niveles de plaguicidas en sedimentos. Muestreo 3 (Verano). Referencias: Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

En la tabla 4 y figura 7 se presentan los resultados de los plaguicidas detectados en los diferentes sitios en el muestreo 3 (M3), correspondiente al mes de marzo de 2022. Podemos observar la presencia de plaguicidas en la mayoría de los sitios de muestreo, con bajos niveles en AL, Ps y Sa. En algunos sitios, se registraron valores más elevados que en los muestreos anteriores: Pe, MC, La, YG y PYG. Principalmente Delta HCH, Heptacloro epóxido A y Endosulfan.

Tabla 5.- Niveles residuales de plaguicidas en sedimentos ($\mu\text{g}/\text{Kg}$) correspondientes al muestreo 4 (Otoño). Referencias: Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

	Ne	Al	Pe	Ps	MC	Sa	La	AYG	PYG
Delta HCH	<LC ^a	<LC	<LC	<LC	<LC	<LC	<LC	5,2	<LC
Alfa HCH	<LD ^b	<LD							
Beta HCH	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Aldrin	<LC	<LC	5,0	4,2	<LC	<LC	<LC	<LC	4,2
Heptacloro epóxido B	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Heptacloro epóxido A	4,7	4,2	6,3	4,9	5,6	4,4	5,0	4,4	5,7
Transclordano	6,1	5,2	8,7	7,4	6,2	5,3	5,4	3,9	6,6
Endosulfan	38,0	32,9	55,5	45,9	43,4	34,9	35,4	27,0	43,0
Dieldrin	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Endrin	41,0	34,3	59,9	50,6	40,0	34,6	37,1	27,9	47,2
p, p'- DDT	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD

(a) <LC: Menor al Límite de Cuantificación, (b) <LD: Menor al Límite de Detección.

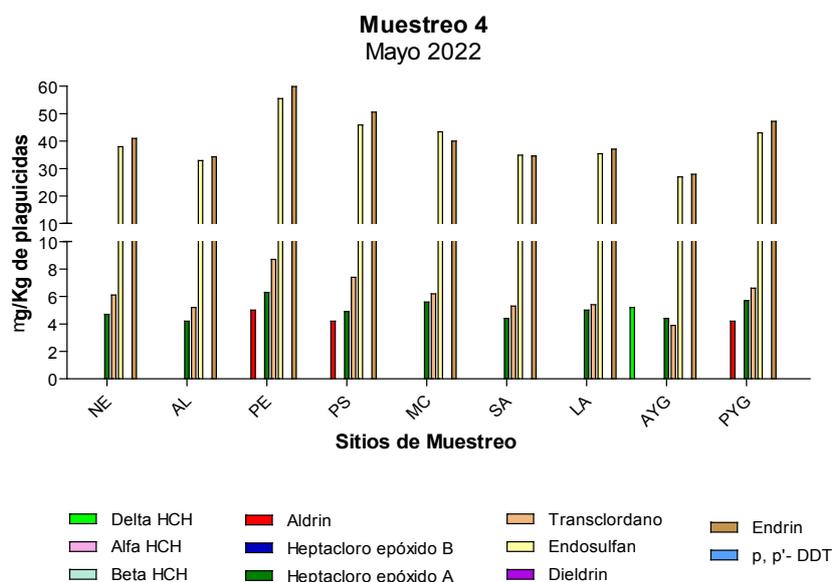


Fig. 8.- Variación de los niveles de plaguicidas en sedimentos. Muestreo 4 (Otoño). Referencias: Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

En la tabla 5 y figura 8 se presentan los resultados de los plaguicidas detectados en los diferentes sitios en el muestreo 4 (M4), correspondiente al mes de mayo de 2022. Podemos observar la presencia de plaguicidas en todos los sitios de muestreo, pero en bajos niveles. Endosulfán y Endrín, fueron los pesticidas de mayores niveles y que se detectaron en todos los sitios de muestreo.

Análisis de componentes principales

A los fines de caracterizar la contaminación en los diversos sitios se efectuó un análisis estadístico de componentes principales (PCA), el cual establece en sus principios teóricos para su aplicabilidad, que el número de variables a analizar debe ser menor al de las muestras o en este caso los sitios de muestreo; para lo cual fue necesario adoptar un criterio adecuado para representar las variables o plaguicidas analizados en los diferentes puntos de muestreo (González Martín et al., 1994). A tal fin, se agruparon los plaguicidas analizados por familias, es decir que los resultados correspondientes a delta HCH, alfa HCH y beta HCH se agruparon como HCH's; y Heptacloro epóxido B y Heptacloro epóxido A, como Heptacloro epóxido.

Se adoptó como criterio general considerar significativa la correlación entre las variables y los componentes cuando el coeficiente respectivo es mayor a 0,4, los cuales se indican subrayando dichos valores en las tablas correspondientes (Peluso et al., 2013).

Los componentes principales explican la variabilidad de los datos en un 86,18%.

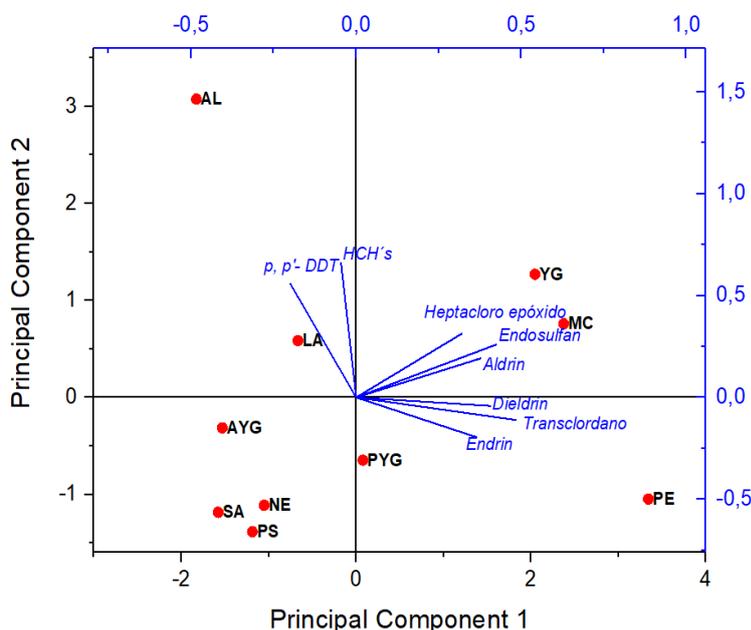


Figura 9.- Diagrama de dispersión de los sitios y pesos del componente para los plaguicidas determinados.

PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E HIDRÁULICOS

Precipitaciones

La estación del año con mayor precipitación efectiva acumulada fue Verano (M3), mientras que la menor se registró en Invierno (M1).

Tabla 6.- Precipitación efectiva acumulada en la zona de estudio en el período de muestreo.

Precipitación efectiva	
M1 Invierno	20-30
M2 Primavera	40-50
M3 Verano	80-90
M4 Otoño	40-50

pH

Este parámetro registró sus mayores valores en los sitios del Río Yuquerí Grande (Ne, Al, Pe y YG), a lo largo de todo el período de muestreo, con máximos en M2 y M4 (valores superiores a 8). MC registró un valor superior a 8 en el M3. El Río Uruguay registró valores que oscilaron entre 7 y 8, con su máximo en el sitio posterior a la confluencia con el Río Yuquerí Grande (PYG).

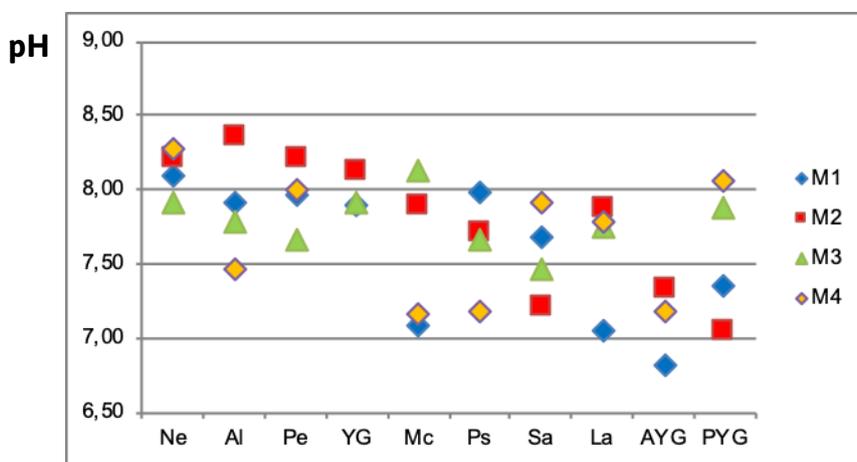


Figura 10.- Variación del pH en los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande (Ne, Al, Pe, YG); Arroyo Manzores (MC) y Río Uruguay (Ps, Sa, La, AYG, PYG), en el período de estudio. Referencias: M1: Primer Muestreo, M2: Segundo Muestreo, M3: Tercer Muestreo, M4: Cuarto Muestreo. Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

Conductividad (mS/cm)

Al igual que con el pH, los máximos registros de los valores de este parámetro, se evidenciaron en los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande (Ne, Al, Pe y YG), principalmente en Primavera (M2). Los valores en este sistema hídrico oscilaron entre 75 y 500 mS/cm. Respecto al arroyo Manzores, los valores oscilaron entre 80 y 300 mS/cm, con un máximo en M3 (Verano). En el Río Uruguay, los valores de conductividad, oscilaron entre 75 y 200 mS/cm, registrándose el máximo valor en PYG, en el tercer muestreo (M3, Verano).

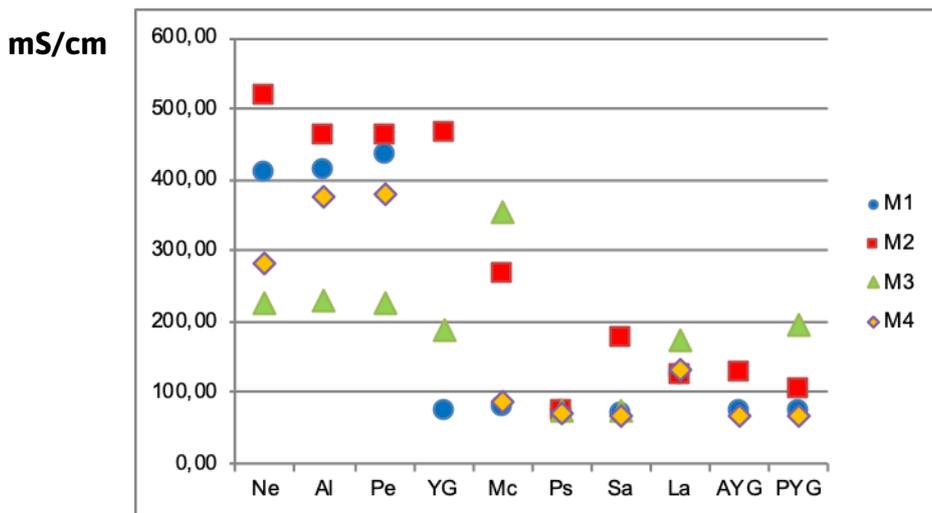


Figura 11.- Variación de los valores de Conductividad (mS/cm) en los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande (Ne, Al, Pe, YG); Arroyo Manzores (MC) y Río Uruguay (Ps, Sc, La, AYG, PYG), en el período de estudio. Referencias: M1: Primer Muestreo, M2: Segundo Muestreo, M3: Tercer Muestreo, M4: Cuarto Muestreo. Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

Sólidos Totales (mg/l)

Los valores más elevados de este parámetro de este parámetro, se evidenciaron en los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande (Ne, Al, Pe y YG), principalmente en Primavera (M2). Los valores en este sistema hídrico oscilaron entre 80 y 380 mg/l. Respecto al arroyo Manzores y Río Uruguay, los valores oscilaron entre 80 y 250 mg/l, con un máximo en M3 (Verano).

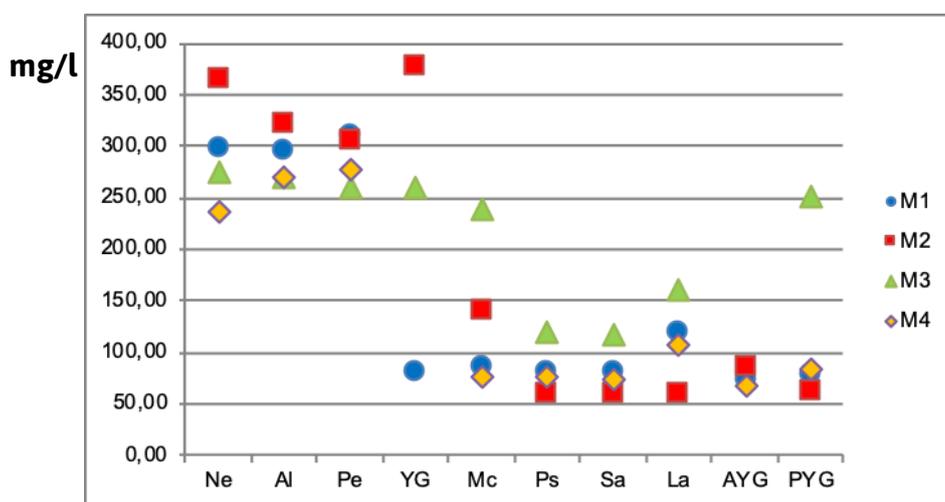


Figura 12.- Variación de los valores de Sólidos Totales (mg/l) en los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande (Ne, Al, Pe, YG); Arroyo Manzores (MC) y Río Uruguay (Ps, Sc, La, AYG, PYG), en el período de estudio. Referencias: M1: Primer Muestreo, M2: Segundo Muestreo, M3: Tercer Muestreo, M4: Cuarto Muestreo. Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

Alcalinidad Total (mg CaCO₃/l)

Este parámetro presentó un comportamiento similar al de los anteriores. Los mayores registros se evidenciaron en los puntos de muestreo del Río Yuquerí Grande, principalmente en primavera (M2), con valores superiores a 200 mg CaCO₃/l. Los mínimos valores de alcalinidad se observaron en los sitios de muestreo del Río Uruguay oscilando entre 20 y 75 mg CaCO₃/l; con un máximo en Verano (M3), en PYG.

Respecto al Arroyo Manzores (MC), registró su máximo valor en M3 (Verano).

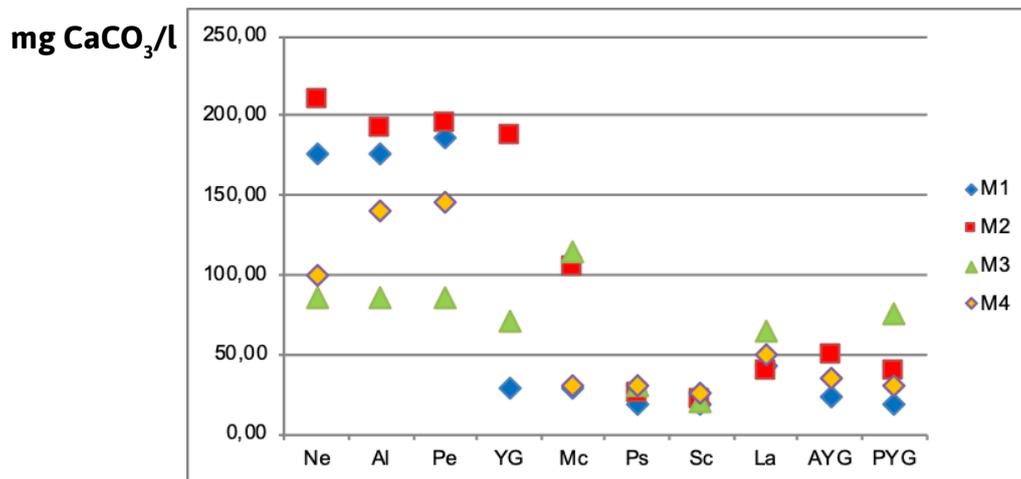


Figura 13.- Variación de los valores de Alcalinidad Total (mg CaCO₃/l) en los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande (Ne, Al, Pe, YG); Arroyo Manzores (MC) y Río Uruguay (Ps, Sc, La, AYG, PYG), en el período de estudio. Referencias: M1: Primer Muestreo, M2: Segundo Muestreo, M3: Tercer Muestreo, M4: Cuarto Muestreo. Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

DUREZA TOTAL (mg CaCO₃/l)

Al igual que la Alcalinidad, los máximos registros de este parámetro se obtuvieron en todos los sitios del Río Yuquerí Grande, principalmente en M1 (Invierno) y M2 (Primavera). Los mínimos valores, se registraron en los sitios de muestreo del Río Uruguay. Por otro lado, el punto de muestreo del Arroyo Manzores (MC), registró un valor elevado en el M2.

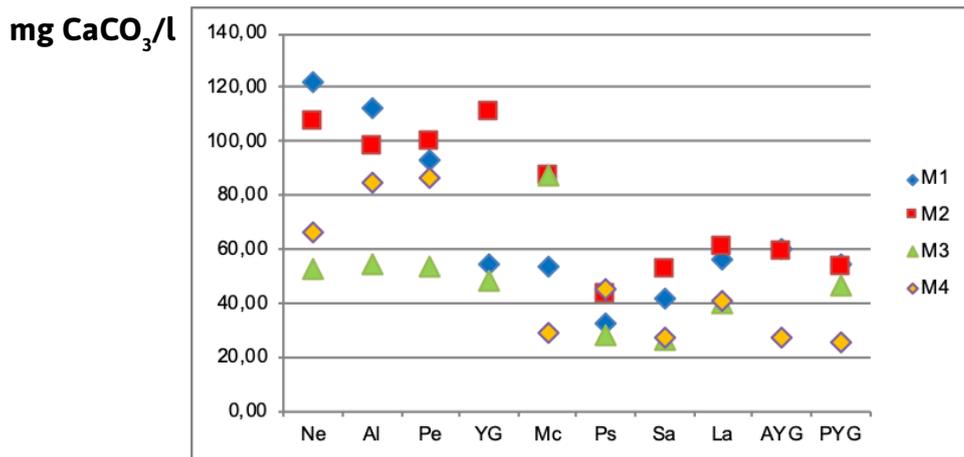


Figura 14.- Variación de los valores de Dureza Total (mg CaCO₃/l) en los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande (Ne, Al, Pe, YG); Arroyo Manzores (MC) y Río Uruguay (Ps, Sc, La, AYG, PYG), en el período de estudio. Referencias: M1: Primer Muestreo, M2: Segundo Muestreo, M3: Tercer Muestreo, M4: Cuarto Muestreo. Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

Nitratos (mg NO₃/l)

El máximo valor de este parámetro se registró en otoño (M4) en el Arroyo Manzores (5,7 mg NO₃/l). Por otro lado, el Río Uruguay también registro elevados valores en la misma estación del año (Sa, 4,8 mg NO₃/l); y en Primavera (M2) en los sitios Ps y Sa; 4,7 y 4,8 mg NO₃/l respectivamente. En lo que respecta al Río Yuquerí, los valores de Nitratos fueron más bajos. El pico máximo, se registró en Al y Pe, M4 (Otoño) y M2 (Primavera), respectivamente.

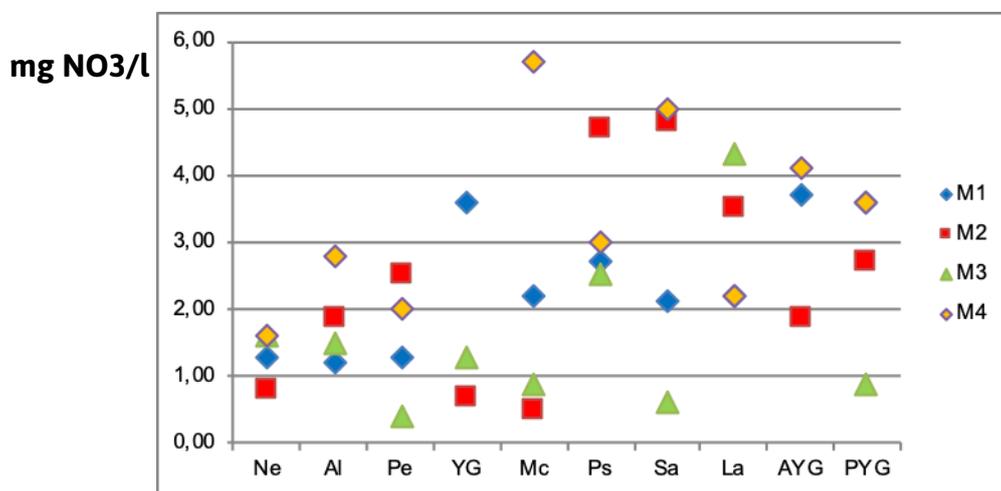


Figura 15.- Variación de los valores de Nitratos (mg NO₃/l) en los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande (Ne, Al, Pe, YG); Arroyo Manzores (MC) y Río Uruguay (Ps, Sc, La, AYG, PYG), en el período de estudio. Referencias: M1: Primer Muestreo, M2: Segundo Muestreo, M3: Tercer Muestreo, M4: Cuarto Muestreo. Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

Oxígeno Disuelto (mg O₂/l)

Los valores más elevados de Oxígeno Disuelto se registraron en los sitios de mues-

treo del Río Uruguay, en M4 (Otoño): Ps, AYG y PYG, oscilando entre 12 y 15 mg O₂/l. En M1 los valores de este parámetro variaron entre 5 y 7 mg O₂/l en los sitios de muestreo de los tres sistemas hídricos estudiados. Por otro lado, los mínimos registros de este parámetro se evidenciaron en M2 y M3, en Río Yuquerí Grande, Arroyo Manzores y Río Uruguay.

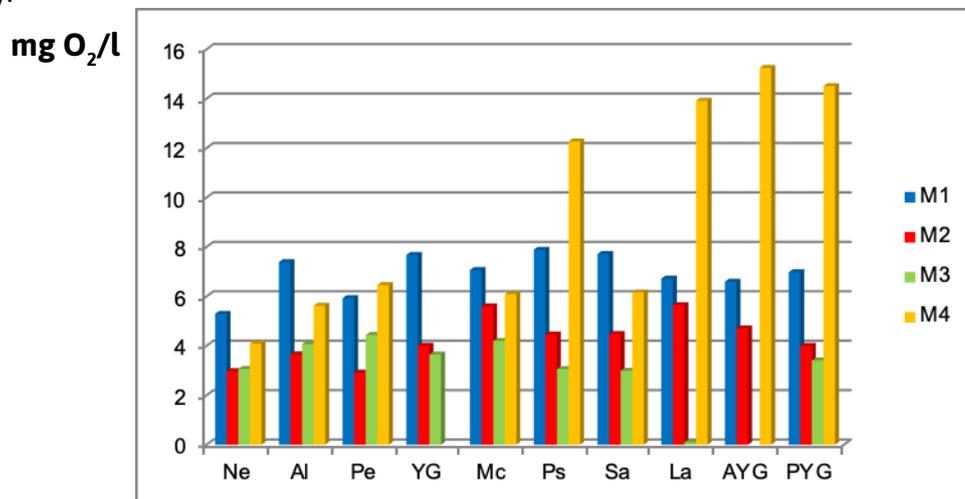


Figura 16.- Variación de los valores de Oxígeno Disuelto (mg O₂/l) en los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande (Ne, Al, Pe, YG); Arroyo Manzores (MC) y Río Uruguay (Ps, Sc, La, AYG, PYG), en el período de estudio. Referencias: M1: Primer Muestreo, M2: Segundo Muestreo, M3: Tercer Muestreo, M4: Cuarto Muestreo. Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

DBO (mg O₂/l)

Se determinó la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el oxígeno disuelto al cabo de 5 días de incubación a 20°C. Los valores informados corresponden al valor medio de los triplicados de cada sitio en cada muestreo. La DBO resulta ser un buen indicador del grado local de polución y se usa a menudo como parámetro de criterio de calidad de agua de los ríos. El límite establecido en el Digesto sobre el uso y aprovechamiento del Río Uruguay, de la Comisión Administradora Río Uruguay (CARU, 2019), para la conservación y desarrollo de la vida acuática es de 3 mg O₂/l.

Como se puede observar en la figura 28, los máximos valores de este parámetro se registraron en el M1, en el Río Yuquerí Grande y Río Uruguay. En el Arroyo Manzores, el máximo registro se evidenció en M2, Primavera. Los mínimos valores se evidenciaron en el M4, Otoño.

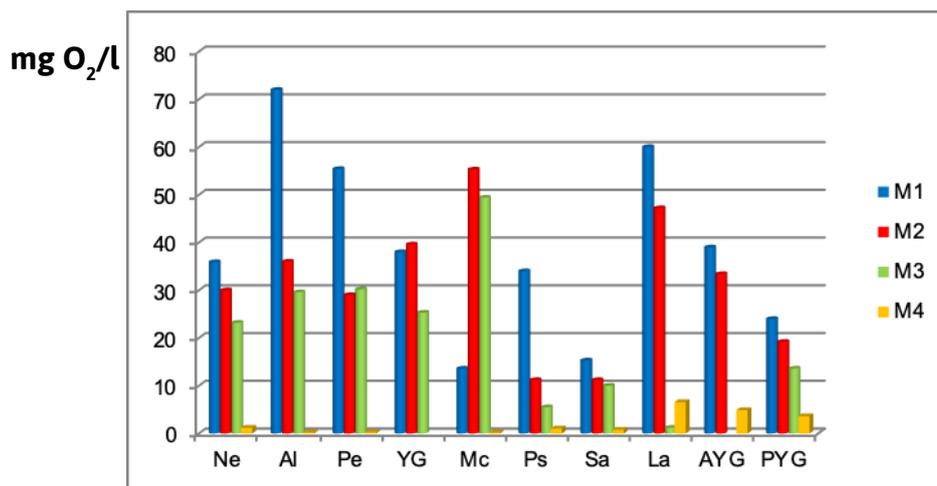


Figura 17.- Variación de los valores de DBO (mg O₂/l) en los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande (Ne, Al, Pe, YG); Arroyo Manzores (MC) y Río Uruguay (Ps, Sc, La, AYG, PYG), en el período de estudio. Referencias: M1: Primer Muestreo, M2: Segundo Muestreo, M3: Tercer Muestreo, M4: Cuarto Muestreo. Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

ANÁLISIS BACTERIOLÓGICO

Para informar sobre el estado sanitario del agua de los diferentes sitios de muestreo, en época estival se tomaron muestras para el análisis bacteriológico: Coliformes Fecales, *Escherichia coli* y Enterococos fecales, en asociación con el incremento del uso recreacional del agua por parte de la comunidad de la ciudad de Concordia y zona. Las muestras, fueron procesadas y analizadas por personal del Laboratorio de Microbiología y Biotecnología de Agua y Alimentos (FCAL-UNER). De los tres sistemas hídricos estudiados, el sitio La, sobre el Río Uruguay, fue el que presentó los mayores registros de Coliformes Fecales, *Escherichia coli* y Enterococos fecales. En el Río Yuquerí, el sitio con mayor número de Coliformes fecales fue Al; mientras que el sitio YG, fue el que registró mayor número de *E. coli* y Enterococos fecales. El arroyo Manzores también registró valores elevados de Coliformes Fecales, *Escherichia coli* y Enterococos fecales.

Tabla 7.- Resultados bacteriológicos de las muestras correspondientes a época estival (M3-Verano). Referencias: Al: Puente Alvear, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

	Al	YG	MC	Ps	Sa	La	PYG
Coliformes fecales UFC/100 ml	15850	2600	10120	100	480	8,2x10⁵	1380
<i>Escherichia coli</i> UFC/100 ml	600	2600	5600	620	80	8,2x10⁵	1860
Enterococos fecales UFC/100 ml	5000	4200	7800	640	100	1,4x10⁶	7540

ANÁLISIS DE NUTRIENTES (NITRÓGENO Y FÓSFORO REACTIVO SOLUBLE)

Para informar sobre el grado de eutrofización de los diferentes sitios de muestreo, también en Verano (M3), en asociación con el incremento en el uso recreativo de las aguas y con la aparición de floraciones algales; se colectaron muestras para el análisis de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo Reactivo Soluble). Las mismas, fueron procesadas y analizadas en el Laboratorio de Metales en Alimentos y otros Sustratos (LAMAS-FCAL-UNER). El Arroyo Manzores fue en donde se detectaron los registros más elevados de

Nitrógeno Total y Fósforo Reactivo Soluble, le sigue en importancia, el sitio La, sobre el Río Uruguay. Este sitio, fue donde se registró el máximo valor de Fósforo Total, siguiéndole en importancia, el sitio Al (Río Yuquerí Grande).

Tabla 8.- Resultados de los análisis de nutrientes en las muestras correspondientes a la época estival (M3-Verano). Referencias: N: Nitrógeno Total, PRS: Fósforo Reactivo Soluble, P: Fósforo Total. Al: Puente Alvear, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande

	Al	YG	MC	Ps	Sa	La	PYG
N (mg/L)	<0,01	<0,01	1,00 ± 0,03	<0,01	<0,01	0,20 ± 0,01	<0,01
PRS (mg/L)	<0,05	<0,05	0,38 ± 0,01	<0,05	<0,05	0,04 ± 0,00	<0,05
P Total (mg/L)	0,80 ± 0,03	0,42 ± 0,02	0,40 ± 0,01	<0,05	<0,05	0,98 ± 0,02	<0,05

RESULTADOS BIOLÓGICOS, BASADOS EN EL ANÁLISIS DE LAS DIATOMEAS Análisis cualitativo de las muestras de fitobentos

En el periodo de muestreo, se determinaron un total de 236 taxa. El M3 (Verano) fue el que presentó mayor número de especies (156 taxa). La estación del año que sigue en importancia en cuanto a riqueza específica, fue M2 (Primavera). En tercer lugar, se encuentra la estación de Invierno (M1, 130 taxa) y por último, Otoño (M4), (128 taxa). De los tres sistemas hídricos estudiados, Uruguay y Yuquerí Grande, fueron donde se registró la mayor riqueza específica. El Arroyo Manzores fue donde se determinó el menor número de especies a lo largo del año de estudio (Fig. 18).

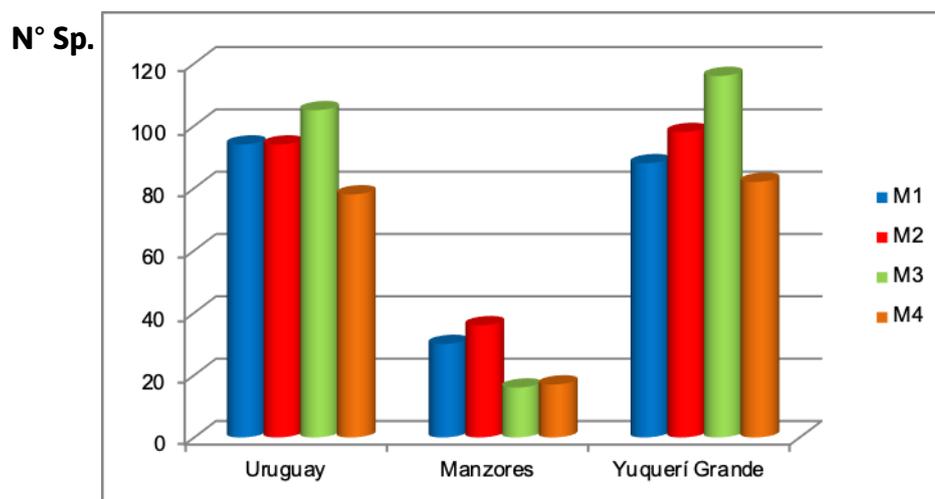


Figura 18.- Riqueza específica en los tres sistemas hídricos estudiados y a lo largo de las 4 estaciones del año. Referencias: M1-Invierno, M2-Primavera, M3-Verano y M4-Otoño.

En Verano (M3), el sitio del Río Uruguay, PYG, fue el que presentó mayor riqueza de especies (71). Respecto al Río Yuquerí Grande, en su desembocadura (YG) se determinaron 66 especies, mientras que en el arroyo Manzores, 16 taxones. En Primavera (M2), los sitios con mayor número de especies fueron: Pe (Río Yuquerí Grande, 55 taxa), MC (Arroyo Manzores, 37 especies) y AYG (Río Uruguay, 49 taxones). En M1 (Invierno), los sitios con mayor número de taxones fueron: Al (Río Yuquerí Grande, 56 taxa), MC (Arroyo Manzores, 30 especies) y PYG (Río Uruguay, 42). Por último, en Otoño, los sitios que presentaron mayor riqueza específica fueron: Al (Río Yuquerí Grande, 56 taxa), MC (Arroyo Manzores, 17) y Sa (Río Uruguay, 55 taxones) (Fig. 19).

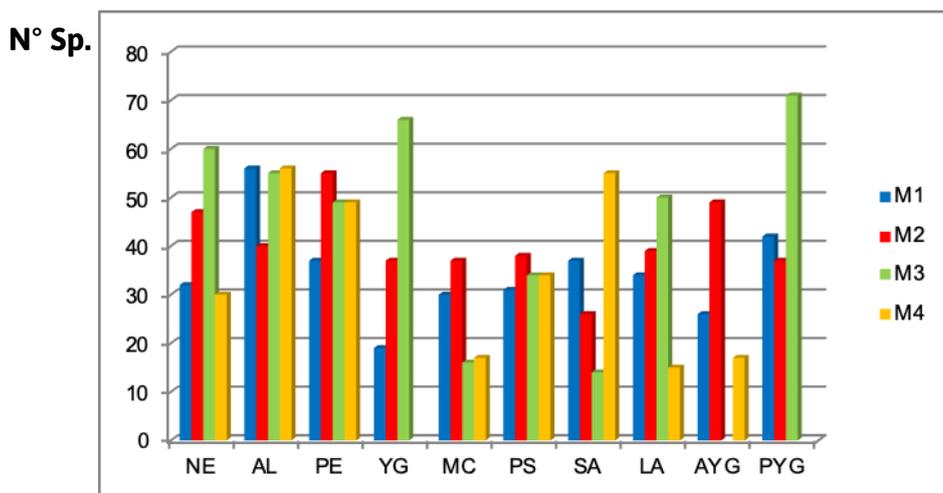


Figura 19.- Riqueza específica por sitio de muestreo en las 3 cuencas estudiadas a lo largo de las 4 estaciones del año. Referencias: Referencias: M1: Primer Muestreo, M2: Segundo Muestreo, M3: Tercer Muestreo, M4: Cuarto Muestreo. Ne: Puente Negro, Al: Puente Alvear, Pe: Puente Frondizi, YG: Desembocadura Río Yuquerí Grande, MC: Manzores, Ps: Pesca, Sa: Playa Los Sauces, La: Lavadero, AYG: Antes de la confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande, PYG: Post Confluencia R. Uruguay-Yuquerí Grande.

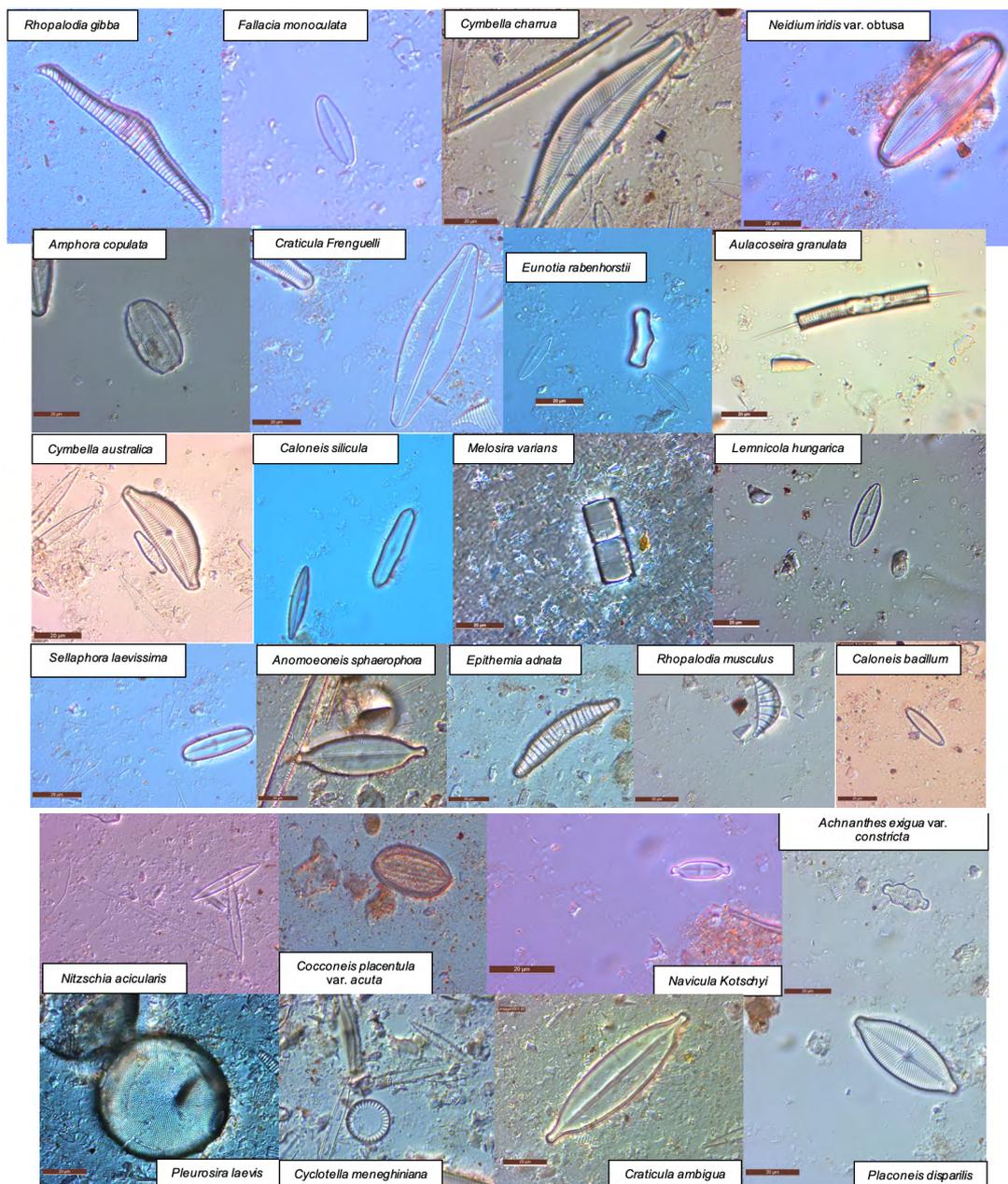
Los géneros con mayor número de especies en los sistemas hídricos estudiados fueron: *Nitzschia*, *Pinnularia*, *Navicula*, *Gomphonema* y *Placoneis*.



Figura 20.- Géneros con mayor número de especies en el Río Uruguay, Río Yuquerí Grande y Arroyo manzores en el período de estudio

Microfotografías de algunas de las especies más frecuentes en las tres cuencas en el período estudiado (1000X, escala: 10 µm)

Las fotografías fueron tomadas por Microscopía Óptica en la Universidad Nacional de Entre Ríos, Laboratorio de Investigación en Residuos en Alimentos (LIRA).



Análisis semicuantitativo

Del análisis numérico semicuantitativo para diatomeas, se consideraron aquellos taxones cuyos porcentajes de frecuencia fueron mayores al 5%.

Muestreo 1 (M1-Invierno)

- Río Yuquerí Grande: las especies con un porcentaje mayor al 5 % respecto al número total de taxones de las muestras fueron: *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia intermedia*, *N. palea*, *N. umbonata*.
- Arroyo Manzores: *Fallacia monoculata*, *Nitzschia clausii*, *N. palea*.
- Río Uruguay: *Fallacia monoculata*, *F. Pygmaea*, *Geissleria neosubtropica*, *G. punctifera*, *Navicula cryptotenella*, *N. gregaria*, *N. Kotschy*, *N. rostellata*, *Nitzschia frustulum*, *N. intermedia*, *N. palea*, *Placoneis densa*, *Sellaphora pupula*, *Stausosira pinnata*.

Muestreo 2 (M2-Primavera)

- Río Yuquerí Grande: *Cyclotella meneghiniana*, *Fallacia pygmaea*, *Hippodonta capitata* ssp. *iberoamericana*, *Nitzschia intermedia*, *N. palea* y *Sellaphora pupula*.
- Río Uruguay: *Aulacoseira granulata*, *Capartogramma crucicula*, *Geissleria punctifera*, *Gomphonema lagenula*, *G. parvulum*, *Navicula amphiceropsis*, *Nitzschia amphibia*, *N. intermedia*, *N. palea*, *Placoneis humilis*, *Sellaphora pupula*.
- - Arroyo Manzores: *Nitzschia palea* y *Planothidium frequentissimum*.

Muestreo 3 (M3-Verano)

- Río Yuquerí Grande: *Achnanthes exigua*, *Hippodonta capitata* ssp. *iberoamericana*, *Lemnicola hungarica*, *Melosira varians*, *Nitzschia palea*, *Sellaphora pupula*.
- Arroyo Manzores: *Geissleria punctifera* y *Nitzschia palea*.
- Río Uruguay: *Achnanthes exigua*, *Capartogramma crucicula*, *Cyclotella meneghiniana*, *Geissleria punctifera*, *Gomphonema parvulum*, *Hippodonta capitata* ssp. *iberoamericana*, *Navicula rostellata*, *Nitzschia palea*, *Placoneis bicuneus*, *Sellaphora pupula*.

Muestreo 4 (M4-Otoño)

- Río Yuquerí Grande: *Achnanthes exigua*, *Geissleria punctifera*, *Hippodonta capitata* ssp. *iberoamericana*, *Nitzschia intermedia*, *Nitzschia palea*, *Placoneis abundans*, *Sellaphora pupula*, *Surirella angusta*.
- Río Uruguay: *Aulacoseira granulata*, *Geissleria neosubtropica*, *Geissleria punctifera*, *Hantzschia amphioxys*, *Luticola simplex*, *Navicula cryptocephala*, *Nitzschia palea*.
- Arroyo Manzores: *Nitzschia palea*.

Gradiente de Condición Biológica

El Gradiente de Condición Biológica (BCG), propuesto originalmente por Davies y Jackson (2006) e implementado por la EPA de EE. UU. (Gerritsen, 2008), es un modelo conceptual que relaciona la respuesta biológica con un gradiente de estrés causado por actividades humanas. "Las especies difieren en su sensibilidad a la contaminación y la perturbación". La sensibilidad a la contaminación y la tolerancia a los factores de estrés se utilizan para asignar las especies a seis atributos del BCG. I: taxones endémicos documentados históricamente, sensibles. II: taxones altamente sensibles. III: taxones sensibles intermedios (o taxones sensibles y comunes). IV: taxa de tolerancia intermedia. V: taxa tolerante. VI: Especies no nativas o introducidas intencionalmente. En la mayoría de los ecosistemas de arroyos, es posible discriminar seis niveles en el Gradiente de Condición Biológica, que van desde una condición natural no perturbada a una condición sumamente degradada (Davies y Jackson, 2006). Los niveles se describen en términos de cambios en la estructura y la función de las comunidades acuáticas nativas. 1. La integridad estructural, funcional y taxonómica natural se preserva dentro del rango de una variabilidad natural. 2. Estructura y función similar a la comunidad natural con algunos taxones adicionales. 3. Cambios evidentes en la estructura debido a la pérdida de algunos taxones nativos altamente sensibles; cambios en la abundancia relativa. Las funciones de nivel de ecosistema son mantenidas totalmente. Los taxones sensibles, son comunes y abundantes. 4. Cambios moderados en la estructura debido a la sustitución de taxones sensibles por taxones más tolerantes. Las funciones

del ecosistema son mantenidas en gran medida. 5. Los taxones sensibles disminuyeron notablemente. Distribución de los principales grupos taxonómicos notoriamente desequilibrada. La función del ecosistema muestra complejidad. Los organismos muestran signos de estrés fisiológico. 6. Cambios extremos en la estructura y función del ecosistema; cambios en la composición taxonómica. Alteraciones extremas de las densidades. Las funciones del ecosistema están alteradas severamente (Gerritsen 2008).

Río Yuquerí Grande

En este río, las especies con mayor frecuencia relativa, M1 y M2, fueron Tolerantes a la contaminación y a los factores de estrés (BCG 5). En M3, los taxa más abundantes, fueron de tolerancia intermedia a alta (BCG 4 y 5). Y por último, en M4, coexistieron taxones sensibles intermedios, con organismos de tolerancia intermedia a alta (BCG 3, 4 y 5).

Río Uruguay

A lo largo del período de muestreo, en este río, coexistieron taxones sensibles intermedios, con organismos de tolerancia intermedia a alta (BCG 3, 4 y 5).

Arroyo Manzores

En este arroyo, las especies con mayor frecuencia relativa a lo largo de todo el año fueron de tolerancia intermedia a alta (BCG 4 y 5).

Índices ecológicos

Para determinar la calidad del agua se utilizó el software OMNIDIA 6.1 (Lecointe et al, 1993), y una vez realizadas las determinaciones taxonómicas y recuentos valvares de diatomeas, se aplicaron aquellos índices que más se ajustaron a los registros de riqueza de especies y abundancia para los sistemas hídricos estudiados en el presente proyecto. Esta información, en conjunto con la relación de los parámetros fisicoquímicos aportará información para el mejor conocimiento del Río Uruguay y sus tributarios.

A partir de los resultados de abundancia relativa de diatomeas se calcularon los Índices de Diversidad de Shannon-Wiener y Equitatividad, asociados para cada muestra (Washington, 1984).

Los índices de calidad de agua basados en diatomeas, más adecuados para los sistemas hídricos en estudio fueron: Índice Genérico de Diatomeas (IDG: Coste & Ayphasorho, 1991), Índice Poluto Sensible (IPS: CEMAGREF, 1982), Índice Trófico de Diatomeas (TDI: Kelly & Whitton, 1995) y el Índice Biológico de Diatomeas (IBD: Afnor, 2007). Esta selección de índices se realizó eligiendo todos aquellos para los cuales al menos el 70% de las especies halladas en los sitios de muestreo de los tres sistemas hídricos estudiados, tenían valor indicador. IDG, IPS e IBD tienen categorías de calidad que engloban nutrientes y materia orgánica; mientras que TDI, se refiere exclusivamente a categorías de eutrofización. Este índice incluye el porcentaje de taxa tolerantes a la polución orgánica (%PT). Dentro de la DMA de la Unión Europea se da mucha importancia y se expone de forma clara que para el control de la calidad de los ecosistemas acuáticos se utilicen los siguientes índices de calidad: IBD, y el IPS.

El 100% de los géneros presentaron valor indicador en el IDG, al igual que en el trabajo realizado por Mac Donagh et al., 2016. Los demás índices consideran los datos a nivel específico, y al menos el 90% de las especies halladas en las muestras presentaron

valor indicador para el IPS, 70-80% para el TDI, y 60-70% para IBD. Según Mc Donagh et al., 2016, los índices resultan confiables cuando más del 50% de las valvas y la mayor cantidad de taxa presentes en la muestra tienen valor indicador. Según la revisión de trabajos realizada por De Nicola & Kelly (2014) los índices basados en identificaciones a nivel de género funcionan tan bien como los realizados con identificaciones a nivel específico.

Los índices de diversidad fueron aplicados en la evaluación de los cambios estructurales de la taxocenosis a consecuencia del impacto que puede ocasionar la contaminación. Estos índices son sensibles en los casos de contaminación tóxica ya que la misma afecta singularmente la estructura de la taxocenosis. Entre los más empleados se encuentra el índice de Shannon & Winer "H'" (Shannon & Weaver, 1949). Está basado en la teoría de la información y constituye una medida del grado medio de "incertidumbre" en la predicción de la especie a la que pertenecerá un individuo escogido al azar de un conjunto de especies. Esta "incertidumbre" se incrementa a medida que el número de especies aumenta y la distribución de los individuos entre las especies llega a balancearse. El índice tiene dos propiedades que lo han convertido en una medida de la diversidad de especies empleada frecuentemente: (1) $H' = 0$ si sólo existe una especie en la muestra, y (2) H' es máxima sólo cuando todas las especies (S) están representadas por el mismo número de individuos, lo que significa una distribución de abundancias perfectamente balanceada (Ludwig & Reynolds, 1988).

Índice de Diversidad de Shannon-Wiener

Muestreo 1: en el Río Uruguay, los valores más elevados se registraron en PYG y Sa. El valor mínimo se evidenció en el sitio Lavadero (La). En lo que respecta al Río Yuquerí Grande, los máximos se registraron en los sitios Pe y Al. El mínimo se evidenció en la desembocadura del Río Yuquerí (YG).

Muestreo 2: los máximos valores de este Índice, se registraron en los sitios AYG y Ps (Río Uruguay), y Pe (Río Yuquerí Grande). El mínimo registro se evidenció en el Arroyo Manzores (MC).

Muestreo 3: todos los sitios del Río Yuquerí Grande, registraron valores elevados de este índice, mientras que el máximo para el Río Uruguay, se evidenció en PYG. El mínimo valor se detectó en Arroyo Manzores.

Muestreo 4: El sitio Sa del Río Uruguay y todos los sitios de muestreo sobre el Río Yuquerí, evidenciaron valores elevados de este índice. El valor más bajo, se registró en el sitio MC, Arroyo Manzores.

Otro parámetro estructural interesante en la evaluación de la calidad del agua, es la equitabilidad. El análisis pormenorizado del mismo nos permite reconocer como varía la distribución del número de organismos en función de las especies existentes en una muestra. Valores de equitabilidad bajos nos indican que pocas especies acaparan la mayoría de los organismos presentes en una muestra. Es conocida la disminución de especies en ambientes impactados por la polución y por lo tanto es esperable que en esos casos se hallen valores bajos de equitabilidad (Licursi, M. & N. Gómez, 2003).

Índice de Equitatividad

Muestreo 1: en el Río Uruguay, los sitios Sa y AYG registraron los máximos valores de este índice. El máximo valor en el Río Yuquerí Grande, se evidenció en Pe. El mínimo valor, se registró en la desembocadura (YG).

Muestreo 2: el sitio del Río Uruguay que presentó el mayor valor fue AYG; mientras que en Río Yuquerí Grande, los sitios que evidenciaron los máximos valores fueron Ne y Pe. El mínimo valor, se evidenció en el Arroyo Manzores.

Muestreo 3: Todos los sitios del Río Yuquerí evidenciaron elevados valores de este índice. Respecto al Río Uruguay, PYG fue el que presentó el máximo valor. El mínimo, se evidenció en el Arroyo Manzores.

Muestreo 4: en el Río Uruguay, los sitios La y AYG registraron los máximos valores; mientras que en Yuquerí Grande, los máximos se evidenciaron en Ne y Al. El mínimo se registró en Ps (Río Uruguay).

Tabla 9.- Variación de los Índices de Diversidad y Equitatividad en las 4 estaciones del año, en los tres sistemas hídricos estudiados.

	Índices	Ne	Al	Pe	YG	MC	Ps	Sa	La	AYG	PYG
M1	Div	2,88	3,49	3,8	1,9	2,44	3,55	4,34	2,21	3,91	4,43
	Equit.	0,62	0,69	0,8	0,49	0,56	0,76	0,87	0,57	0,84	0,82
M2	Div	3,58	2,89	4	3,38	2,28	4,03	3,08	3,17	4,28	3,18
	Equit.	0,75	0,63	0,7	0,71	0,53	0,77	0,67	0,66	0,81	0,7
M3	Div	4,89	4,82	5	5	1,71	3,42	1,87	4,22		4,74
	Equit.	0,85	0,87	0,9	0,91	0,44	0,67	0,56	0,81		0,84
M4	Div	4,34	4,81	4,4		3,64	3,51	4,94	3,55	3,98	
	Equit.	0,89	0,87	0,8		0,89	0,71	0,86	0,91	0,97	

El *IDG*, Índice Genérico de Diatomeas (Coste, Ayphassorho 1991) y el *IPS*, Índice de Poluo-Sensibilidad Específica (CEMAGREF, 1982) son índices franceses. Permiten determinar la calidad ecológica de los cuerpos de agua y vienen definidos por tres variables:

- Sensibilidad de polución a cada taxa (*S*), con valores entre 1 (más resistente o menos vulnerable) y 5 (más sensible).
- Amplitud ecológica (*V*), que va desde 1 (menos específico) hasta 3 (más específico).
- Abundancia (*A*).

Asignan valores en el rango 1-20, con valores más altos del índice que indican una mejor calidad del agua.

El *TDI*, Índice Trófico de Diatomeas (Kelly & Whitton 1995), se utiliza para estimar el estado trófico de un cuerpo de agua. Incluye el porcentaje de taxa tolerantes a la polución orgánica. Asigna valores del 1-100 y tiene una relación inversa; a más alto valor del índice, más alto estado trófico y peor es la calidad del agua.

Los valores de los índices se yuxtapusieron con las respectivas clases de calidad del agua, con una determinación precisa de la calidad de la misma y un respectivo estado ecológico. Un dado rango del índice *TDI*, indica un estado trófico respectivo (Tabla 10).

Tabla 10.- Rangos de índices IPS, IDG y TDI y calidades de agua respectivas

IPS	IDG	Calidad de agua	Clase de calidad de agua	Status ecológico	TDI	Estado Trófico
>17	>17	Muy buena	I	Alto	<35	Oligotrófico
15-17	14-17	Buena	II	Bueno	35-50	Oligo/Mesotrófico
12-15	11-14	Satisfactoria	III	Promedio	50-60	Mesotrófico
8-12	8-11	No satisfactoria	IV	Mediocre	60-75	Eutrófico
<8	<8	Mala	V	Mala	>75	Hipertrófico

El IBD, *Índice Biológico de Diatomeas* (AFNOR, 2007) ha sido utilizado mucho en Francia, en donde sirve para clasificar ecológicamente los ríos en regiones hidrográficas con características muy precisas (Prygiel, 2002). Actualmente son utilizados en las normas francesas y españolas, para determinar la calidad ecológica de los ríos. Los valores tomados por el IBD y la clasificación que generan se presentan en la Tabla 11.

Tabla 11.- Rangos para estimar la calidad del agua, adoptada según el IBD

Valor	Significado
IBD > 17	Calidad Excelente
16 > IBD > 13	Calidad Buena
12 > IBD > 9	Pasable
8 > IBD > 5	Mediocre
IBD < 4	Mala Calidad

En la tabla 12 se detallan los valores de los índices de calidad de agua basados en diatomeas, más adecuados para los sistemas hídricos del presente estudio, obtenidos con el software OMNIDIA 6.1: IDG, IPS, TDI e IBD.

Tabla 12.- Variación de los valores de: Índice Genérico de Diatomeas (IDG), Índice de Poluo Sensibilidad Específica (IPS), Índice Trófico de Diatomeas (TDI) e Índice Biológico de Diatomeas (IBD), obtenidos con el software OMIDIA 6.1, en las diferentes estaciones del año y en los tres sistemas hidrográficos del presente estudio.

	Índices	Ne	Al	Pe	YG	MC	Ps	Sa	La	AVG	PYG
M1	IDG	2,9	4	5,9	2,6	3,4	8,8	11,9	3,5	12,8	8,9
	IPS	3	3,3	5,2	2,1	3,9	8	11,7	3	12,5	7
	TDI	84,73	79,21	80,08	87,62	88	91,9	75,24	89,85	69,39	75
	IBD	4,1	7,6	3,9	5,3	6,6	9,7	11,1	6,2	13,9	8,5
M2	IDG	5,4	3,7	5,9	5,6	4	11,5	13,5	5,3	8,4	5,8
	IPS	4,3	2,8	4,8	4,3	2,9	12,1	12	4,9	6,7	4,4
	TDI	83,75	80,5	80,68	86,81	95,59	88,19	91,03	86,49	85,9	87,63
	IBD	7,2	7,1	7,9	7,2	6,8	9,8	11,3	7,5	7,9	7,9
M3	IDG	10,5	9,2	8,8	10,9	16,1	12,1	6,6	10,5		13,5
	IPS	7,9	7,4	8,4	9,5	10,7	13,4	2,8	9,3		10,9
	TDI	64,73	69,54	75,41	63	81,48	76,95	98,9	90,34		52,5
	IBD	8,8	7,5	8,6	10,2	7,1	14,6	5,7	8,8		10,1
M4	IDG	7,2	9,1	7,5		8	5,4	13,8	8,2	12,8	
	IPS	6,2	8	6,5		8	4,6	12,5	7,2	12,8	
	TDI	84	73,95	80,22		81,25	80,59	70,96	82,61	66,25	
	IBD	8,3	8	8,2		8,6	7	11,5	9,9	12,2	

Conclusiones

» Del análisis de los **factores fisicoquímicos** se obtuvo que:

- **pH:** registró sus máximos valores (por encima de 8) en los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande, a lo largo del período de muestreo, con máximos en Primavera. En el Río Uruguay y Arroyo Manzores, los valores oscilaron entre 7 y 8.

- **Conductividad:** los máximos registros, se evidenciaron en los sitios del Río Yuquerí Grande, con valores rondando los 500 mS/cm, en Primavera. En Río Uruguay, los registros no superaron los 200 mS/cm.

- **Sólidos Totales:** al igual que los parámetros anteriores, los valores más elevados, se evidenciaron en los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande en Primavera.

- **Alcalinidad:** presentó un comportamiento similar al de los anteriores parámetros. Los mayores registros se evidenciaron en los puntos de muestreo del Río Yuquerí Grande, principalmente en primavera. En este Río, los valores superaron los niveles guía para la conservación y desarrollo de la vida acuática, según el Digesto sobre el uso y aprovechamiento del Río Uruguay (CARU, 2019), que establece valores límites de 18-46 mg CaCO₃/l. En el Río Uruguay, este límite fue superado en La (Verano-Otoño) y PYG (Verano). Mientras que en el Arroyo Manzores, en Primavera y Verano.

- **Dureza:** se debe a la presencia de cationes como calcio, magnesio, estroncio, bario, hierro, aluminio, y otros metales que se encuentran presentes en forma de sólidos disueltos. De éstos, el calcio y el magnesio son los más abundantes, por lo que casi siempre la dureza está directamente relacionada con la concentración de éstos dos elementos. Desde el punto de vista sanitario, la dureza del agua no tiene ninguna relación con la salud, sin embargo, el exceso de dureza hacen el agua desagradable para su empleo en servicios y en la industria. Si la cantidad de calcio y magnesio es muy alta, cuando el agua se evapora o cuando cambian sus condiciones, se satura la solución y se forma un precipitado de carbonato de calcio y de hidróxido de magnesio que causan formación de sarro en equipos, tuberías y equipos industriales.

Al igual que la Alcalinidad, los máximos registros de este parámetro se obtuvieron en todos los sitios del Río Yuquerí, en Primavera. También se registraron elevados valores en Invierno. Todos los sitios del Río Yuquerí Grande, a lo largo del año, superaron los niveles guía (15 a 40 mg CaCO₃/l), para conservación y desarrollo de la vida acuática, establecidos en el Digesto sobre el uso y aprovechamiento del Río Uruguay. Los registros de este parámetro en el Arroyo Manzores, también superaron este límite, excepto en Otoño.

Respecto al Río Uruguay, los sitios que superaron los niveles guía fueron Sa (Primavera), La-AYG y PYG (Invierno, Primavera).

- **Nitratos:** es un contaminante común que se encuentra en el agua subterránea y que puede provocar efectos nocivos si se consume en altos niveles. Es inodoro e incoloro. Bajas concentraciones de Nitrato son normales, pero altas cantidades pueden contaminar nuestra fuente de agua potable. En áreas con agua pura, que no están afectadas por las actividades humanas, las concentraciones son usualmente de menos de 2 miligramos por litro. Fuentes comunes son los fertilizantes, estiércol ó compost y pozos sépticos. Cantidades excesivas de Nitrato se encuentran en suelos rurales y de actividades agrícolas. El Nitrato se mueve fácilmente a través del suelo llevado por el agua de lluvia y de riego hasta las aguas subterráneas.

A diferencia de los anteriores parámetros, los valores más bajos de este parámetro se registraron en el Río Yuquerí Grande. El máximo valor se registró en otoño en el

Arroyo Manzores (5,7 mg NO₃/l). Por otro lado, el Río Uruguay también registró elevados valores en la misma estación del año (SC, 4,8 mg NO₃/l); y en Primavera en los sitios Ps y Sc; 4,7 y 4,8 mg NO₃/l respectivamente.

- **Oxígeno Disuelto:** en el primer muestro (Invierno), en todos los sitios de los tres sistemas hídricos estudiados, se evidenciaron valores dentro de los niveles guía dispuestos en el Digesto sobre el uso y aprovechamiento del Río Uruguay, que establece 5-15 mg O₂/l para la conservación y desarrollo de la vida acuática. En el cuarto muestro (Otoño), solo el sitio Ne (Río Yuquerí Grande), registró un valor menor a los niveles guía. En los sitios del Río Uruguay, en esta estación, se registraron los valores máximos de este parámetro, los cuales estuvieron dentro del rango de los niveles guía. En M2 y M3, se registraron valores por debajo de los niveles guía, excepto en los sitios Arroyo Manzores y La (Río Uruguay), en Primavera.

- **Demanda Biológica de Oxígeno:** es un buen indicador del grado local de polución y se usa a menudo como parámetro de criterio de calidad de agua de los ríos.

Si comparamos los valores obtenidos en el período de estudio con la concentración límite de DBO para la conservación y desarrollo de la vida acuática establecida en el Digesto sobre el uso y aprovechamiento del Río Uruguay, 3 mg O₂/l (CARU, 2019), se pudo evidenciar que los registros de todos los sitios en las estaciones de Invierno y Primavera se encuentran por encima del límite, con picos máximos en Río Yuquerí Grande y sitio Lavadero (Río Uruguay), en M1; y en Arroyo Manzores (M2). En verano los valores de DBO fueron más bajos, pero igualmente superaron el límite establecido en el Digesto de CARU, principalmente en los sitios del Río Yuquerí Grande y Arroyo Manzores. El sitio La del Río Uruguay fue el único sitio con un valor inferior a 3 mg O₂/l. En Otoño los valores de DBO fueron menores al límite establecido en el Digesto, tanto en el Río Yuquerí Grande, como en el Arroyo Manzores. En los sitios de muestreo del Río Uruguay, los valores de DBO fueron superiores al límite.

En general, del análisis de los parámetros fisicoquímicos, se observó que la mayoría de los valores de los mismos, fueron superiores en los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande, seguidos por el Arroyo Manzores y el sitio La sobre el Río Uruguay, puntos con alto grado de perturbación antrópica, donde además, se detectaron descargas de efluentes varios. Nitratos fue el único parámetro donde los mayores registros se evidenciaron principalmente en Río Uruguay y Arroyo Manzores.

» Del Análisis de **Nutrientes (N y PRS)** en época estival, para informar sobre el grado de eutrofización de los diferentes sitios de muestreo, se obtuvo que:

El Arroyo Manzores fue en donde se detectaron los registros más elevados de Nitrógeno Total y Fósforo Reactivo Soluble. Le sigue en importancia el sitio La, sobre el Río Uruguay. Este último sitio, fue donde se registró el máximo valor de Fósforo Total, siguiéndole en importancia, el sitio Al, sobre el Río Yuquerí Grande.

Estos sitios reciben frecuentes descargas puntuales de diferentes tipos de efluentes de la ciudad.

» Del análisis de los **Plaguicidas Organoclorados** se obtuvo:

- Invierno (M1), los valores más elevados se registraron en los sitios del Yuquerí Grande.
- Primavera (M2): se registraron plaguicidas en todos los sitios de muestreo pero con bajos niveles.
- Verano: también se determinó la presencia de pesticidas en todos los sitios de muestreo pero con los mayores niveles del año de muestreo. Los máximos

valores se registraron en Arroyo Manzores, Pe (Río Yuquerí Grande) y en el Río Uruguay.

- Otoño: se determinó la presencia de pesticidas en todos los sitios de muestreo, pero con los niveles más bajos en todo el periodo de estudio.

Del análisis estadístico de Componentes Principales podemos concluir que la contaminación en los siguientes sitios de muestreo se encuentra caracterizada por:

- YG (Yuquerí Grande) y MC (Manzores): Heptacloro epóxido, Aldrin y Endosulfan.
- Pe (Puente Frondizi) y PYG: Dieldrin, Endrin y Transclordano.
- Al (Alvear) y La (Lavadero): p-p'-DDT y HCH's.

Existió una relación clara entre el máximo registro de precipitaciones acumuladas y los elevados niveles de Plaguicidas, en época estival.

» Del **Análisis bacteriológico** para informar sobre el estado sanitario del agua de los diferentes sitios de muestreo, en época estival, se obtuvo que:

El sitio La (Río Uruguay), fue el que presentó los mayores registros de Coliformes Fecales, *Eschericia coli* y Enterococos fecales. En el Río Yuquerí, el sitio con mayor número de Coliformes fecales fue Al; mientras que el sitio YG, fue el que registró mayor número de *E. coli* y Enterococos fecales. El arroyo Manzores también registró valores elevados de Coliformes Fecales, *Eschericia coli* y Enterococos fecales.

Estos sitios de muestreo se encuentran fuertemente sometidos a las descargas de efluentes cloacales y domésticos tratados y sin tratar.

» En lo que respecta al **análisis diatomológico cualitativo** de las muestras de sedimento de los diferentes sitios de muestreo a lo largo del período de estudio, se obtuvo:

- Se determinaron un total de 236 taxa de diatomeas
- El M3 (Verano) fue el que presentó mayor número de especies (156 taxa).
- De los tres sistemas hídricos estudiados, Uruguay y Yuquerí Grande, fueron donde se registró la mayor riqueza específica.
- Los géneros con mayor número de especies en los sistemas hídricos estudiados fueron: *Nitzschia*, *Pinnularia*, *Navicula*, *Gomphonema* y *Placoneis*.
- Las especies de diatomeas más frecuentes en los diferentes muestreos fueron: *Achnanthes exigua*, *Aulacoseira granulata*, *Capartogramma crucicula*, *Cocconeis placentula* var. *placentula*, *Cyclotella meneghiniana*, *Encyonema sileciacum*, *Fallacia pygmaea*, *Geissleria neosubtropica*, *Geissleria punctifera*, *Gomphonema parvulum*, *Hippodonta capitata* ssp. *iberoamericana*, *Melosira varians*, *Navicula amphiceropsis*, *N. gregaria*, *N. Kotschyi*, *Nitzschia acicularis*, *N. amphibia*, *N. constricta*, *N. intermedia*, *N. linearis*, *N. Palea*, *N. sigma*, *N. tryblionella*, *N. umbonata*, *Placoneis abundans*, *Planothidium rostratum*, *Rhopalodia gibba*, *R. musculus*, *Sellaphora pupula*, *S. rhombicarea*, *Surirella angusta*.

» En lo que respecta al **análisis diatomológico cuantitativo** de las muestras de sedimento de los diferentes sitios de muestreo a lo largo del período de estudio, se obtuvo que:

Durante todo el período de muestreo, hubo predominancia de diatomeas correspondientes a los niveles tolerantes a un grado de alta polución (BCG niveles 4, 5) en los tres sistemas hídricos estudiados, aunque en el Río Uruguay, también se registraron especies sensibles y comunes (BCG nivel 3).

- En el Río Yuquerí Grande, las especies con mayor frecuencia relativa, en invierno y primavera (M1 y M2), fueron Tolerantes a la contaminación y a los factores de estrés

(BCG 5). En verano y Otoño (M3 y M4), los taxa más abundantes, fueron de tolerancia intermedia a alta (BCG 4 y 5). En el Río Uruguay, a lo largo del período de muestreo, coexistieron taxones sensibles intermedios, con organismos de tolerancia intermedia a alta (BCG 3, 4 y 5). Por último, en el Arroyo Manzores, las especies con mayor frecuencia relativa a lo largo de todo el año fueron de tolerancia intermedia a alta (BCG 4 y 5).

BCG nivel 5: *Nitzschia amphibia*, *Nitzschia palea*, *Cyclotella meneghiniana*, *Hippodonta hungarica*, *Aulacoseira granulata*.

BCG nivel 4: *Cocconeis placentula*, *Achnanthes exigua*, *Hantzschia amphioxys*, *Melosira varians*, *Navicula kotschy*, *Navicula rostellata*, *Nitzschia clausii*, *Planothidium frequentissimum*, *Staurosira pinnata*, *Surirella angusta*.

BCG nivel 3: *Caloneis bacillum*, *Geissleria punctifera*, *Sellaphora laevisima*.

La predominancia de especies en los sistemas hídricos estudiados que, de acuerdo a su autoecología, son de tolerancia intermedia a alta, indica:

- Cambios moderados en la estructura de las comunidades acuáticas debido a la sustitución de taxones sensibles por taxones más tolerantes. Las funciones del ecosistema son mantenidas en gran medida.
- Los taxones sensibles disminuyen notablemente y existe una distribución de los principales grupos taxonómicos notoriamente desequilibrada. La función del ecosistema muestra complejidad. Los organismos muestran signos de estrés fisiológico.

Las situaciones anteriormente descritas, se pudieron corroborar con los valores de los parámetros fisicoquímicos y DBO. Lo que nos permite reafirmar que las diatomeas son excelentes bioindicadoras de la calidad del agua, para los sistemas hidrográficos del presente estudio.

» Respecto a la aplicación de los índices de Diversidad y Equitatividad, se obtuvo lo siguiente:

Índice de diversidad: los valores más elevados en M1 y M2, se registraron en el Río Uruguay; sitios Playa Los Sauces (Sa) y AYG, respectivamente.

En M3 y M4, se registraron elevados valores, tanto en todos los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande, como en algunos del Río Uruguay, PYG (Verano) y Sa (Otoño).

Los sitios con menor diversidad fueron: YG y La (M1); Arroyo Manzores (M2 y M3) y Sa (M3).

Índice de Equitatividad: en el M1, el sitio Sa fue el que registró el máximo valor de este índice, mientras que los mínimos se registraron en La y MC. En el M2 el máximo registro, fue en el sitio AYG y el mínimo, en MC. En M3 se evidenciaron altos valores del índice en todos los sitios del Río Yuquerí Grande. El más bajo, se registró una vez más en MC. Los sitios La y PYG del Río Uruguay, también evidenciaron elevados valores de este índice.

Por último, en el M4, se registraron elevados valores de equitatividad en todos los sitios de los 3 sistemas hídricos estudiados.

» *Índices ecológicos:* los 4 índices que más se ajustaron a los registros de riqueza de especies y abundancia para los sistemas hídricos estudiados fueron: Índice Genérico de Diatomeas (IDG), Índice Poluto Sensible (IPS), Índice Trófico de Diatomeas (TDI) y el Índice Biológico de Diatomeas (IBD)

- El 100% de los géneros presentaron valor indicador para el IDG. De acuerdo a los registros obtenidos:

M1: todos los sitios del Río Yuquerí Grande, Arroyo Manzores y sitio Lavadero (Río Uruguay) fueron catalogados como de “Mala calidad”; mientras que Ps, Sa y PYG, fueron considerados de calidad “No satisfactoria”; y AYG, “Satisfactoria”.

M2: de acuerdo a este índice, todos los sitios del Río Yuquerí Grande, Arroyo Manzores, La y PYG (Río Uruguay), presentaron calidad de agua “Mala”; Ps y AYG, calidad “No Satisfactoria”; y Sa, “Satisfactoria”.

M3: este índice ubicó a los sitios del Río Yuquerí Grande y La (Río Uruguay), en calidad de agua “No Satisfactoria”; Ps y PYG (Río Uruguay), calidad “Satisfactoria” y Sitio Sa (Río Uruguay), calidad “Mala”. El sitio del arroyo Manzores, fue el único que de acuerdo al valor de este índice, presentó “Buena” calidad de agua.

M4: este índice ubicó a los sitios Ne y Pe (Río Yuquerí Grande), Arroyo Manzores, Ps y La (Río Uruguay), en una “Mala” calidad de agua; el sitio Al (Yuquerí Grande), calidad “No Satisfactoria” y los puntos Sa y AYG, calidad “Satisfactoria”.

- *Índice Poluto Sensible (IPS)*: al menos el 90% de las especies halladas en las muestras presentaron valor indicador para este índice. Se obtuvieron resultados muy similares a los obtenidos por el IDG en todas las estaciones del año, M1, M2, M3 y M4.
- *Índice Trófico de Diatomeas (TDI)*: 70-80% de las especies halladas en las muestras presentaron valor indicador para este índice. De la aplicación del mismo se obtuvo:

M1: de acuerdo a este índice, los sitios del Río Yuquerí Grande, Arroyo Manzores y casi todos los sitios de muestreo del Río Uruguay, se consideraron “Hipertróficos”, a excepción del sitio AYG que es “Eutrófico”.

M2: todos los sitios correspondientes a los 3 sistemas en estudio, se consideraron hipertróficos según la aplicación del TDI.

M3: este índice arrojó valores que ubicaron a los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande en el rango de “Eutrófico”. Casi todos los sitios del Río Uruguay registraron valores de este índice que los incluyó en la categoría “Hipertrófico”, excepto el sitio PYG que se consideró “Mesotrófico”.

M4: los sitios de muestreo del Río Yuquerí Grande (Ne, Pe), el Arroyo Manzores, y los sitios Ps y La (Río Uruguay); se incluyeron en la categoría “Hipertrófico”. Los restantes sitios (Al, Sa y AYG) se ubicaron en el rango “Eutrófico”.

- *Índice Biológico de Diatomeas (IBD)*: aproximadamente el 60-70% de los taxa determinados en las muestras, presentaron un valor indicador para este índice.

M1: los sitios Ne y Pe del Río Yuquerí Grande, fueron considerados con calidad de agua “Mala”, los sitios YG, arroyo Manzores y La (Río Uruguay), calidad de agua “Mediocre”. Los sitios Ps, Sa, AYG y PYG, se consideraron con calidad de agua “pasable”.

M2: los sitios del Río Yuquerí Grande, Arroyo Manzores y los puntos La, AYG, PYG, pertenecientes al Río Uruguay, fueron considerados dentro del rango de calidad de agua “Mediocre”. Por último, los sitios del R. Uruguay, Ps y Sa, presentaron calidad de agua “Pasable”. En M3, los sitios Ne, Pe y Al (Río Yuquerí Grande); Arroyo Manzores y Sa, La (Río Uruguay), fueron caracterizados con de calidad “Mediocre”. Los sitios YG (Río Yuquerí) y PYG (Río Uruguay), se consideraron con calidad de agua “Pasable. Ps fue el único sitio con calidad de agua “Buena” según este índice ecológico.

Por último, en M4, todos los sitios del Río Yuquerí Grande, Arroyo Manzores, y el sitio

Ps (Río Uruguay), fueron considerados dentro de una calidad de agua Mediocre. Los sitios Sa, La y PYG presentaron calidad de agua pasable.

De los 4 índices seleccionados, el IBD fue en el que mayor número de especies, no presentaron valor indicador. Ofrece valores discrepantes en cuanto a la evaluación de la calidad biológica en ciertas estaciones, con respecto a los resultados proporcionados por los demás índices: IDG, IPS y TDI. Por lo que estos, fueron los más adecuados para la determinación del estado ecológico del agua en los sistemas hídricos del presente estudio.

Teniendo en cuenta el ciclo anual completo, respecto a los índices ecológicos aplicados, podemos concluir que:

- Según el IDG e IPS, el Río Yuquerí Grande, Arroyo Manzores y sitio Lavadero (La), del Río Uruguay, presentaron Mala calidad de agua. Mientras que los restantes sitios del Uruguay, calidad de agua No Satisfactoria.
- Según el TDI, el estado trófico del Río Yuquerí Grande, Arroyo Manzores y sitios Ps, Sa y La (Río Uruguay); es hipertrófico. Mientras que a los sitios AYG y PYG, los caracterizó como eutróficos.
- Los tributarios Arroyo Manzores y Río Yuquerí Grande, se encuentran sometidos a una gran presión antrópica, recibiendo vuelcos puntuales (tratados y sin tratar), a lo largo de su recorrido, y principalmente, en los sitios que discurren en las cercanías de la población de la ciudad de Concordia. En el ciclo anual, los valores de los índices, principalmente, en los sitios cercanos a sus desembocaduras al Río Uruguay (MC y YG), indican una mala calidad de agua en Invierno/Primavera (M1 y M2) y No Satisfactoria, en Verano/Otoño (M3 y M4). Esto implicaría un gran impacto sobre las aguas de este tramo del Río Uruguay.
- Por otro lado, los análisis físico-químicos por si solos, no reflejan con precisión la condición actual de la calidad del agua, ya que pueden verse afectados por la contaminación que se introduce justo antes muestreo.
- Podríamos afirmar que los análisis biológicos son una fuente muy fiable de información; porque la contaminación intermitente tiene un efecto menos pronunciado en las comunidades de organismos indicadores, y por lo tanto no afecta significativamente las evaluaciones biológicas de la calidad del agua.

Los resultados presentados sobre los Ríos Uruguay, Yuquerí Grande y Arroyo Manzores, refuerzan el uso de las diatomeas como bioindicadores y su gran papel en la evaluación de los estados ecológicos de las aguas superficiales.

Indicadores de producción

Congresos nacionales e internacionales

2023 IV Congreso Iberoamericano de Limnología y X Congreso Argentino de Limnología “Bioindicadores de Calidad de Agua en el Río Uruguay y uno de sus Tributarios (Región Salto Grande) Novoa, M.; Goñi, D.; Subovich, G.; Williman, C.; Parma, F.; Raviol, F.

2023 IV Congreso Iberoamericano de Limnología y X Congreso Argentino de Limnología “Estudio de la Calidad del Agua en el Embalse Salto Grande, mediante el uso de bioindicadores”, Goñi, D.; Novoa, M.; Munitz, M.; Medina, M.B.; Williman, C.; Parma, F.; Raviol, F.; Page, L.; Maldonado, J.

Bibliografía

- AFNOR. 2007. Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique diatomées (IBD). Norme NF T90-354 Dec.2007. 79p.
- APHA. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewaters*, 20th Ed. American Public Health Association, the American Water Works Association (AWWA), and the Water Environment Federation (WEF).
- BATTARBEE, R. W. 1986. Diatom analysis. Handbook of Holocene Palaeoecology and palaeohydrology. Ed.WILEY: 527-570.
- BAVCON KRALJ, M.; FRANKO, M. & P. TREBSE. 2007. Photodegradation of organophosphorus insecticides – Investigations of products and their toxicity using gas chromatography–mass spectrometry and AChE-thermal lens spectrometric bioassay. *Chemosphere* 67. 99–107.
- BESTA, T.; MUSKA, M.; JUGGINS, S. & J. TESITE. 2015. Comparison of diatom community-structure from epilithon and fish guts: implications for inferring past changes in water quality. *Hydrobiologia*. 742: 233–248.
- BLANCO, S. & E. BECARES. 2010. Are biotic indices sensitive to river toxicants? A comparison of metrics based on diatoms and macro-invertebrates. *Chemosphere*. 79: 18-25.
- CARRIQUIRIBORDE, P., DÍAZ, J., MUGNI, H., BONETTO, C., RONCO, A. E..2007. Impact of cypermethrin on stream fish populations under field use in biotec-soybean production. *Chemosphere*, 68, 613-621.
- CEMAGREF. 1982. *Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Division Qualité des Eaux Lyon-A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse [A study on the biological methods of qualitative assessment of water quality. A report of the Water Quality Division Lyon-Outflow Rhône River section catchment]*. Pierre-Bénite, 218 pp.
- Comité Científico CARU. 2021. Plan de Monitoreo Integral del Río Uruguay para todo el tramo compartido. Subprograma 1: Monitoreo de la calidad de agua, sedimento y biota en el Río Uruguay. Informe diciembre de 2018 a diciembre de 2019. 441. Pp..
- COMISIÓN TÉCNICA MIXTA DE SALTO GRANDE (CTM-SG). 1982. Evaluación de resultados de la aplicación del Programa de Calidad de Aguas en el Período julio 1976-abril 1981.
- COMISIÓN TÉCNICA MIXTA DE SALTO GRANDE. 1988. Informe final del proyecto; estudio sobre plaguicidas en el embalse de Salto Grande, período 1987. Buenos Aires; INCYTH/CTM.
- COSTE M. & AYPHASSORHO H. 1991. Etude de la qualité des eaux du bassin Artois Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques (Application des indices diatomiques). Raport Cemagref. Bordeaux–Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, 277.
- DAVIES, S. P. & S. K. JACKSON. 2006. The Biological Condition Gradient: A descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. *Ecological Applications*. 16: 1251: 1266.
- DE JONGE, M.; VAN DE VIJVER, B.; BLUSTA, R. & L. LIEVEN BERVOETS. 2008. Responses of aquatic organisms to metal pollution in a lowland river in Flanders: a comparison of diatoms and macroinvertebrates. *Sci. Total Environ.* 407: 615-629.
- DE NICOLA, D. & KELLY, M. 2014. Role of periphyton in ecological assessment of lakes. *Freshwater Science*. 33: 619-638.

- DEJAEGHER, B. & Y. VANDER HEYDEN. 2007. Ruggedness and robustness testing. *Journal of Chromatography*. 1158: 138-157.
- DELGADO, L. F.; CHARLES, P.; GLUCINA, K. & C. MORLAY. 2012. The removal of endocrine disrupting compounds, pharmaceutically activated compounds and cyanobacterial toxins during drinking water preparation using activated carbon - A review. *Science of the Total Environment*. 435-436, 509-525.
- DINAMA. 2011. Monitoreo de la Evolución de la Calidad de Agua. Plan para la Definición de una línea de base del Río Negro. *Departamento de Calidad Ambiental*. 35pp.
- DMA. 2000. Directiva Marco del Agua del Parlamento Europeo. Directiva 2000/60/CE.
- DUFFAU, B.; ROJAS, F.; GUERRERO, I.; ROA, L.; RODRIGUEZ, L.; SOTO, M.; AGUILERA, M. & S. SANDOVAL. 2010. *Validación de métodos y determinación de la incertidumbre de la medición: "Aspectos generales sobre la validación de métodos"*. Instituto de Salud Pública.
- FEINBERG, M. 2007. Validation of analytical methods based on accuracy profiles. *Journal of Chromatography A*. 1158: 174-183.
- GEMS. 1987. *Global Environmental Monitoring System- GEMS/Water Operational Guide - ETS/78.8/Rev.1*. World Health Organization, Geneva.
- GERRITSEN, J. 2008. *The Biological Condition Gradient: Model development and calibration. Prepared for U.S. EPA Office of Science and Technology*. Tetra Tech, Inc., Owings Mills, MD.
- GILLIOM, R. J. 2007. Pesticides in U.S. streams and groundwater. *Environ Sci Technol*. 41(10): 3407-3413.
- GOMEZ, N.; LICURSI, M. & J. COCHERO. 2009. Seasonal and spatial distribution of the microbenthic communities of the Río de la Plata estuary (Argentina) and posible environmental controls. *Marine Pollution Bulletin*. 58: 878-887.
- GONZALEZ, M.; DÍAZ DE PASCUAL, A.; TORRES LEZAMA, E. & E. GARNICA OLMOS. 1994. Una Aplicación del Análisis de Componentes Principales en el Área Educativa. Facultad de Ciencias Económicas y Sociales. Instituto de Investigaciones Económicas y Sociales. *Economía*. 9: 55-72.
- HASLE, G. R. & A. FRIXEL. 1970. Diatoms: Cleaning and mounting for light and electron microscopy. *Trans. Micr. Soc.* 89 (4): 469-474.
- HELLAR-KIHAMPA, H.; DE WAEL, K.; LUGWISHA, E.; MALARVANNAN, G.; COVACI, A. & R. VAN GRIEKEN. 2013. Spatial monitoring of organohalogen compounds in surface water and sediments of a rural-urban river basin in Tanzania. *Science of the Total Environment*. 447: 186-197.
- HILDEBRAND, M. 2008. Diatoms, biomineralization processes, and genomics. *Chem. Rev.* 108: 4855-4874.
- IBARRA CECENA, M. G. & D. CORRALES VEGA. 2011. Agricultural chemicals and its impact on the quality of water resources: the case of the Valley of Carrizo, Sinaloa, Mexico. *AQUA mundi, Am.* 4037, 157: 162.
- INFOCIVICA 2005. Defensa del medioambiente. <http://www.infocivica.org>.
- JÜTTNER, I.; CHIMONIDES, P. J. & S. J. ORMEROD. 2012. Developing a diatom monitoring network in an urban river-basin: initial assessment and site selection. *Hydrobiologia*. 695: 137-151.
- KELLY, M. & WHITTON, B. 1995. The trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*. 7: 433-444.

- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1991a. *Bacillariophyceae 3. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae*. 2/3. G. Fisher, Stuttgart. NY. 576 pp.
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1991b. *Bacillariophyceae 4. Achnantheaceae*. /4. G. Fischer, Stuttgart. New York. 437 pp.
- KRAMMER, K. 2002. *Diatoms of Europe*. A.R.G. Gantner Verlag K.G. 584 pp.
- KURANCHIE-MENSAH, H.; MANUKURE ATIEMO, S.; MAUD NAA-DEDEI PALM, L.; BLANKSON-ARTHUR, S.; OSEI TUTU, A. & P. FOSU. 2012. Determination of organochlorine pesticide residue in sediment and water from the Densu river basin, Ghana. *Chemosphere*. 86: 286-292.
- LANGE-BERTALOT, H. 1979. Pollution and tolerance of diatoms as criterion of water quality estimation. *Nova Hedw.*, 64: 285-304.
- LANGE-BERTALOT, H. 2001. *Diatoms of Europe*. Vol. 2. A.R.G. Gantner Verlag. K.G. 526 pp.
- LECOINTE, C.; COSTE, M. & PRIGIEL, J. 1993. OMNIDIA software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiología* 269/270: 509-513.
- LEIGH, C.; WATKINSON, A. & M. A. BURFORD. 2015. Effects of extreme inflows on the water quality and phytoplankton of seven reservoirs in subtropical Australia. *Inland Waters*. 5: 240-252.
- LEY NACIONAL 25.675. 2002. Ley general del ambiente.
- LEY NACIONAL 25.688. 2002. Régimen de gestión ambiental de aguas.
- LEY NACIONAL 26.168. 2006. Ley de la Cuenca Matanza Riachuelo.
- LICURSI, M. & N. GÓMEZ. 2003. Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana argentina a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática*. 21: 31-49.
- LICURSI, M.; GÓMEZ, N. & J. DONADELLI. 2010. Ecological optima and tolerances of coastal benthic diatoms in a freshwater mixohaline zone from the Río de la Plata estuary. *Marine Ecology Progress Series* 418: 105-117.
- LUDWIG, J. A. & J. F. REYNOLDS. 1988. *Statistical Ecology*. John Wiley, Inc., New York. 337p.
- MAC DONAGH, M. E.; PAREDES DEL PUERTO, J. M.; ALTIERI, P. & MARÍA GABRIELA CANO. 2016. Aplicación de índices bióticos basados en diatomeas epífitas sobre *Schoenoplectus californicus* (C. A. Mey.) Soják, en lagunas pampeanas de Argentina. *Biología Acuática*. 31: 63 - 74
- MALLEY, D. F.; MC CLURE, C.; MARTIN, P. D.; FIRLOTTE, N., GOLDSBOROUGH, G. & M. SHEPPARD. 2002. Evaluation of Near-infrared Spectroscopy as a Rapid Method for Estimating the Carbon Stored per Unit Area in a Wetland. Winnipeg: PDK Projects, Inc.
- MASSON, P. 2007. Quality control techniques for routine analysis with liquid chromatography in laboratories. *Journal of Chromatography A*. 1158: 168-173.
- METZELTIN, D. & H. LANGE-BERTALOT. 1998. *Tropical Diatoms of South America I*. Koeltz Scientific Books. 771 pp.
- METZELTIN, D. & H. LANGE-BERTALOT. 2007. *Tropical Diatoms of South America II*. A.R.G. Gantner Verlag K.G. 810pp.
- MORIN, S.; CORDONIER, A.; LAVOIE, I.; ARINI, A.; BLANCO, S.; DUONG, T. T.; TORNES, E.; BONET, B.; CORCOLL, N.; FAGGIANO, L.; LAVIALE, M.; PERES, F.; BECARES, E.; COSTE, M.; FEURTET-MAZEL, A.; FORTIN, C.; GUASCH, H. & S. SABATER. 2012. Consistency in diatom response to metal-contaminated environments. In: Guasch, H.; Ginebreda,

- A.; Geiszinger, A. (Eds.), *Emerging and Priority Pollutants in Rivers*. Springer-Verlag, Berlin. 117-146.
- MORIN, S.; GOMEZ, N.; TORNES, E.; LICURSI, M. & J. ROSEBERY. 2016. Benthic diatom monitoring and assessment of freshwater environments: standard methods and future challenges. In: Romani, A.M.; Guasch, H.; Balaguer, M. D. (Eds.). *Aquatic Biofilms: Ecology, Water Quality and Water Treatment*. Caister Academic Press, U.K. 111-124.
- NOVOA, M.; MONTTI, M.; WILLIMAN, C.; MUNITZ, M.; MEDINA, M.; ALBERINI, I.; VISCIGLIO, S.; RAVIOL, F.; SUBOVICH, G & F. PARMA. 2017. Determinación de Plaguicidas y Diatomeas en sedimentos del Embalse de Salto Grande. Libro de trabajos completos *Argentina y Ambient*. 91:96.
- NOVOA, M. D.; RAVIOL, F. H.; MUNITZ, M. S.; MEDINA, M. B.; SUBOVICH, G. E; PARMA, F. E.; WILLIMAN, C.; PAGE, LUCAS & M. A. DIAZ VELEZ. 2021. Calidad de agua en el Río Uruguay en el tramo Tortuga Alegre-Puerto Yerúa utilizando bioindicadores (Diatomeas). *Suplemento CDyT UNER*. 11 (12): 28-67.
- NUNES, D. M.; MAGALHÃES, A. L.; WEBER, A. A.; GOMES, R. Z.; NORMANDO, F. T.; SANTIAGO, K. B.; RIZZO, E. & N. BAZZALI. 2015. Influence of a large dam and importance of an undammed tributary on the reproductive ecology of the threatened fish matrix *Bryconorthotaenia* Günther, 1864 (Characiformes: Bryconidae) in southeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol*. 13 (2): 317–324.
- ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD (OMS). 2003. *Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1: Coastal and Fresh Waters*. 260pp.
- ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD (OMS B). 2006. *Guías para la calidad del agua potable [recurso electrónico]: incluye el primer apéndice. Vol. 1: Recomendaciones*. Tercera edición. Versión electrónica para la Web. 408pp.
- PELUSO, L.; ABELANDO, M.; APARTIN, C. D.; ALMADA, P. & A. E. RONCO. 2013. Integrated ecotoxicological assessment of bottom sediments from the Paraná basin, Argentina. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 98: 179–186.
- PROSPERI, C., RODRIGUEZ, C., PIEROTTO, M., MANCINI, M., DAGA, C., GONELLA, M., & RINCÓN, A. 2003. Evaluación de la Contaminación y Eutroficación de Aguas Superficiales de la Provincia de Córdoba.
- RAP-AL Uruguay. (2010). *Red de Acción en Plaguicidas y sus alternativas para America Latina. Contaminación y eutrofización del agua. Impactos del modelo de agricultura industrial*. ISBN: 978-9974-8029-7-1.
- RONCO, A., CARRIQUIRIBORDE, P., NATALE, G. S., MARTIN, M. L., MUGNI, H., & BONETTO, C. 2008. Integrated approach for the assessment of biotech soybean pesticides impact on low order stream ecosystems of the Pampasic Region. En: *Ecosystem Ecology Research*, Nova Publishers. ISBN 978-1-604561-83-8, p. 209-239.
- RONCO, A. E. 2010. Impacto de plaguicidas en ambientes acuáticos pampeanos: Integración de estudios químico ecotoxicológicos en experimentos de campo y laboratorio, con especial énfasis al caso del glifosato. En: *Aspectos Ambientales del Uso de Glifosato*. Ed. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 85-94.
- ROSENBERG, D. M.; REYNOLDSON, T. B.; DAY, K. E. & V. H. RESH. 1998. Role of abiotic factors in structuring benthic invertebrate communities in freshwater ecosystems. In C. G Ingersoll, T. Dillon & G. R. Biddinger (eds.). *Ecological Risk Assessment of Contaminated Sediments, chapter 10*. FL, USA: SETAC. 135–155.
- SABATER, S.; F. SABATER & J. ARMENGOL. 1993. Ecología de ríos Mediterráneos. *Invest. Y Cienc*. 203: 72-79.

- SHANNON, C. E & W. WEAVER. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. -Univ. Illinois Press, Urbana, 125 pp.
- SPRAGUE L. A. & L. H. NOWELL. 2008. Comparison of pesticide concentrations in streams at low flow in six metropolitan areas of the United States. *Environ. Toxicol. Chem.* 27: 288–298.
- STENGER-KOVÁCS, C.; LENGYEL, E.; CROSSETTI, L. O.; ÜVEGES, V. & J. PADISÁK. 2013. Diatomecological guilds as indicators of temporally changing stressors and disturbances in the small Torna-stream, Hungary. *Ecol. Indic.* 24: 138–147.
- STEVENSON, R. J. & L. BAHLS. 1999. Periphyton protocols EPA 841-B-99-002. In: BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. & J. B. STRIBLING (Eds.). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second ed. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C., 326 pp.
- STEVENSON, R. J. & Y. PAN. 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In: STOERMER, E. F. & J. P. SMOL (Eds.). *The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, 469 pp.
- STEVENSON, R. J.; PAN, Y. & H. VANDAM. 2010. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In: Smol, J.P., Stoermer, E.F. (Eds.), *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, second ed.s. Cambridge University Press, London. 57:85.
- STEVENSON, J., 2014. Ecological assessments with algae: a review and synthesis. *J. Phycol.* 50: 437-461.
- STEVENSON, R. J. & S. L. ROLLINS. 2007. Ecological Assessments with Benthic Algae. *Methods in Stream Ecology. Elsevier Academic Press.* 785-803.
- TANARO, J. D.; LOUND, L. H & M. M. DOMINGUEZ. 2006. Detección de *Escherichia coli* O157:H7 en aguas abiertas, heces y rumen de bovinos en las proximidades de casco urbano. *Ciencia, Docencia y Tecnología.* 32 (17): 207-218.
- TELL, G. 1985. Catálogo de las algas de agua dulce de la República Argentina. *Bibl. Phycologica.* 70: 1-283.
- TUNDISI, J. G. & T. MATSUMURA-TUNDISI. 2008. *Limnologia*. São Paulo: Câmara Brasileira do Livro.
- VAN DAM, H.; MERTENS, A. & J. SINKELDAM. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology.* 28 (1): 117-133.
- WALSH, G. & V. WEPENER. 2009. The influence of land use on water quality and diatom community structures in urban and agriculturally stressed rivers. *Water SA.* 35: 579–594.
- WASHINGTON, H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research.* 18: 653-694.
- WHITTON, B. A.; ROTT, E. & G. FRIEDRICH. Eds. 1991. *Use of Algae for Monitoring Rivers*. Univ. Innsbruck, Publ. 193 pp.

PID 8122 Denominación del Proyecto

Evaluación de la calidad de agua del sistema hidrográfico Río Uruguay, Región Salto Grande; mediante el uso de herramientas químicas, y bioindicadores: diatomeas y bacterias

Director

Martín D. Novoa

Codirectora

Gladys Subovich

Unidad de Ejecución

Universidad Nacional de Entre Ríos

Dependencia

Facultad de Ciencias de la Alimentación

Contacto

martin.novoa@uner.edu.ar

Cátedra/s, área o disciplina científica

Laboratorio de investigación de Residuos en Alimentos-LIRA. Área Química/ Biología

Integrantes del proyecto

Docentes: Raviol, Fabricio Hernán; Parma, Fernando Andrés; Williman, Celia. Integrante externo: Daruich Jorgelina (Lab. Qca. Ambiental-UNSL). Becarios: Becarios: Srta. Damaris Goñi

Fechas de iniciación y de finalización efectivas

01/07/2021 y 30/06/2023

Aprobación del Informe Final por Resolución C.S. N° 509/23 (21-12-2023)