

Gerencia de Ingeniería y Planeamiento
Programas Ambientales de Salto Grande

2da. Edición

Publicación de Trabajos



 **salto
grande**

Argentina - Uruguay

Agosto 2012

Material recopilado por el Área de Gestión Ambiental de la Gerencia de Ingeniería y Planeamiento de la Comisión Técnica Mixta de Salto Grande.

*Primera edición: noviembre de 2011.
Segunda edición: agosto 2012.*

INDICE

Editorial	5
1. Programa de concientización ambiental	7
<i>Irene Radcenco</i>	
2. Monitoreo Emergencia de Floración de Cianobacterias: Areas Recreativas Salto Grande	11
<i>Facundo Bordet, Carlos Lopéz, Victorino Panozzo Zéner</i>	
3. Evaluación de la actividad reproductiva de los peces en Salto Grande mediante el monitoreo de sus larvas.	27
<i>Daniel Cataldo; Estéban Paolucci</i>	
4. Estudio sobre la presencia de Biocidas Organoclorados en peces para el Embalse de Salto Grande	47
<i>Valentin Leites</i>	
5. Aspectos Sanitarios de la Fauna Ictica en Salto Grande	55
<i>José Venzal</i>	
6. Evaluación de los potenciales impactos ambientales del uso de Agroquímicos en la cuenca del embalse de Salto Grande	71
<i>Alexandra Bozzo</i>	
7. Descripción de la invasión del mejillón dorado en instalaciones mecánicas de la represa de Salto Grande	77
<i>Roberto Glaser</i>	
8. El bivalvo invasor <i>Limnoperna Fortunei</i> en Salto Grande: Interacciones con el ecosistema	83
<i>Demetrio Boltoskoy ; Daniel Cataldo</i>	

EDITORIAL

Salto Grande es la primera gran represa binacional de Sudamérica y en su momento la más grande para Uruguay y Argentina.

La inclusión de consideraciones sobre calidad de agua y preservación de la fauna íctica en el Convenio Fundacional del 1946 han marcado un camino que llevó a que muchos de los aspectos y estudios ambientales desarrollados presentaran un carácter inédito en la región, e incluso a nivel mundial, posicionando a la Comisión Técnica Mixta como pionera en estos temas.

Dentro de estos, se encuentra el establecimiento de los primeros valores guías previsionales sobre la calidad de agua del año 1977, las primeras marcaciones de peces en el río Uruguay realizadas en el año 1982, la determinación de incluir dos escalas de transferencias de peces e incorporar en su estructura organizativa un área específica para el análisis de los aspectos ambientales, constituyen algunos de los momentos claves en el desarrollo de la política ambiental de la organización que encuentra hoy la necesidad de la realización de estas jornadas con el propósito de difundir los conocimientos en la región producto de las actividades y resultados que hasta el momento se tienen merced al continuo esfuerzo de la CTM en la realización sistemática de los Programas de Vigilancia y Monitoreo Ambiental y de proyectos de estudios vinculados con instituciones científicas y académicas de la Argentina y del Uruguay, durante los últimos 30 años.

La ejecución de estos programas ha contribuido como base de formación de especialistas de ambos países y consultores internacionales pero los documentos generados han sido elaborados como informes internos y en general no fueron pensados para su divulgación a la comunidad. Es por eso que, además de la realización de las jornadas de presentaciones orales, se ha confeccionado esta Publicación de Trabajos para su difusión impresa y digital, con una selección de los principales proyectos en marcha tratados desde múltiples enfoques, demostrando la complejidad y heterogeneidad que presenta la problemática ambiental, transformando a la Represa Hidroeléctrica de Salto Grande en un verdadero laboratorio al aire libre.

Programa de Concientización en Gestión Ambiental

Irene Radcenco

*Relaciones Públicas Márgen Izquierda, Comisión Técnica Mixta de Salto Grande
radcenoi@saltogrande.org - rrppmi@saltogrande.org*

INTRODUCCIÓN- FUNDAMENTACIÓN

En los planes y programas que se realizan y en este caso particular en el Programa “Concientización Ambiental”, se articulan los objetivos y valores del Organismo, participando en la construcción de espacios de conocimiento y reconocimiento de aspectos comunes a las inquietudes presentadas por la comunidad.

Relaciones Públicas en su proceso tiene la tarea de difundir y promover la imagen de la Organización.

OBJETIVO GENERAL

CONSTRUIR alianzas sociales estratégicas vinculándonos con el entorno; creando espacios y plataformas para responder a necesidades, facilitando el intercambio con las organizaciones del medio.

CONTRIBUIR a la generación de una nueva forma de responder a las necesidades, teniendo en cuenta que si las alianzas son efectivas es posible realizar un trabajo en conjunto creando valor para todas las partes.

RESPONDER a la demanda de las instituciones de secundaria en su necesidad de conocer Salto Grande y las diferentes actividades que se desarrollan.

A la necesidad del Organismo de acercarse a una población estudiantil, que por diferentes realidades tenía una escasa interacción, información y conocimiento de las actividades que se desarrollan en el Complejo Hidroeléctrico.

MÉTODO DE TRABAJO

Se realizan los contactos con los referentes de secundaria del Departamento de Salto. Ante la demanda planteada se evaluó que entre los temas de mayor requerimiento estaba el de gestión ambiental.

En Uruguay los estudiantes de secundaria que cursan el tercer año tienen las mismas asignaturas, luego deben optar por las orientaciones de estudios.

Los referentes (docentes) de secundaria consideran que es una etapa propicia para que los estudiantes adquieran diferentes conocimientos; Conocimientos que gravitarán en sus elecciones de orientación hacia el futuro.

Se acuerda con la dirección de secundaria diseñar un programa orientado a alumnos de tercer año dentro de las asignaturas relacionadas al Medio Ambiente, entre ellas; biología, ciencias, geografía.

PROGRAMA DESARROLLADO

OBJETIVO ESPECIFICO

Dirigido a estudiantes que cursan el tercer año de secundaria, de todos los Liceos y Escuelas Técnicas del Departamento de Salto, participan todos los centros poblados. Queda de esta forma establecida la oportunidad de materializar oportunidades de conocimiento, intercambio y relacionamiento entre el Organismo y las Instituciones de enseñanza media. Desarrollando una temática central: MEDIO AMBIENTE.

La elección de los temas es en concordancia con la política del Organismo, conjugándose con los programas establecidos por secundaria que gravitan en una eficiente y responsable formación ciudadana, entre ellas, como objetivo la inclusión de criterios del cuidado del Medio Ambiente, con el propósito de añadir de forma temática el buen uso de los recursos del entorno.

DISEÑO DEL PROGRAMA

- ☞ Delineación del material de difusión
- ☞ Diseño del taller *
- ☞ Relevamiento de la población que estará dirigido el taller; 2400 alumnos distribuidos en 70 (setenta) grupo ubicados en los 17 (diecisiete) centros educativos.
- ☞ Recursos humanos- personas preparadas en manejo de grupo y en la realización de talleres (Guías y Pasantes de Relaciones Públicas y Depto. de Ecología)

- ≃ Capacitación de Guías y Pasantes, a cargo del personal del área de Gestión Ambiental
- ≃ Recursos materiales. Folletos, equipos, etc.
- ≃ Periodo de realización: abril a octubre de cada año.

(*) Junto al área de Gestión Ambiental e inter consultas a docentes de la asignatura de biología se diseña el taller que se impartirá en los Centros de Enseñanza.

Puesta en práctica del programa

Realización de talleres interactivos con proyección de audiovisuales en los Centros de enseñanza.

Objetivos del Taller

- Contribuir al desarrollo de actitudes y comportamientos medio ambientales positivos y favorables.
- Concientizar a los participantes en la difusión de valores ambientales y a valorar el entorno

Temas desarrollados en el taller:

- a) Breve reseña histórica
- b) Certificación Normas ISO 14.000
- c) Programa de Vigilancia Ambiental:
 - Calidad de Aguas
 - Fauna ictica
 - Escala de peces -migración
 - Fauna y flora.
- d) Gestión Ambiental
 - Evitar la contaminación a terceros.
 - Control de efluentes
 - Control ambiente laboral
 - Gestión de residuos: domésticos e industriales

VISITA A LA REPRESA

Una vez realizado el taller, se traslada cada clase en vehículos del Organismo hasta las instalaciones de la Represa, proyección de un video y realización de visita técnica a la Central.

CONCURSOS

De manera de estimular la participación y generar una mayor interacción entre estudiantes, docentes e instituciones; cada año se organizan concursos entre las clases participantes otorgándose diferentes categorías de premios a estudiantes e instituciones ganadoras.

En cada oportunidad, para la selección de los trabajos presentados, se conforma un jurado integrado por representantes de las instituciones del medio y de profesionales afines a la temática.

Año 2009: Realización de un concurso fotográfico orientado a investigar y difundir la biodiversidad presente en nuestra región. Concurso denominado “Arboles y pájaros de mi región”

Año 2010: Presentación de un proyecto con un “Programa de Gestión Ambiental para su Centro de Estudios”.

Simultáneamente éstos concursos cumplen con el objetivo de desarrollar la investigación a partir del estudio de un caso como el de Salto Grande generando el concepto de un enfoque amplio sobre la problemática ambiental a partir del cual se pueda pensar en elaborar un proyecto de cómo gestionar los conflictos medioambientales que consideren importantes en su entorno.

PARTICIPANTES

Año 2009 - 17 Instituciones - Participan 76 clases - 2430 estudiantes

Año 2010 - 17 Instituciones - Participan 66 clases - 2178 estudiantes

CONCLUSIONES

Con la inclusión de programas destinados a estudiantes de secundaria estamos en la etapa de PLANEAR - HACER - MONITOREAR - PARA APRENDER.

Aspectos positivos

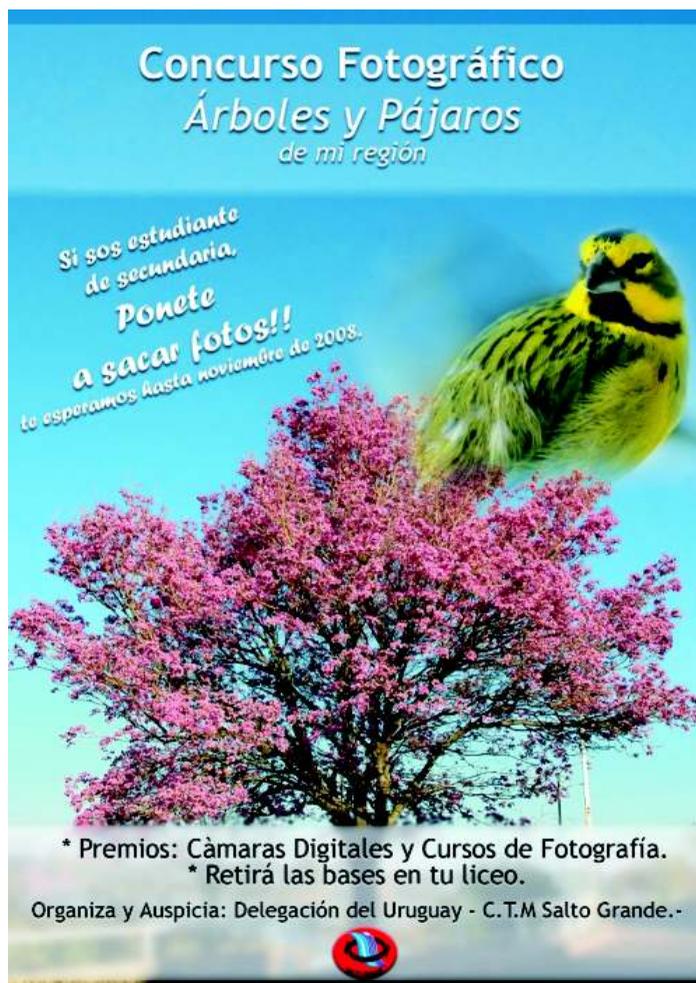
- Se ha avanzado en el conocimiento inter institucional. Instituciones de Enseñanza Secundaria /Salto Grande.
- Lentamente se está institucionalizando el aporte, desde este espacio no formal profesores de los diferentes institutos solicitan participar.
- Los participantes y conocedores de la propuesta contribuyen a desarraigar el concepto de que los temas ambientales se vinculan a ambientes naturales y están destinados a especialistas.
- Se identifican espacios, se comienza a pensar en colectivo en las posibles soluciones.

Aspectos a optimizar:

- Lograr la participación activa de los docentes, la estructura y funcionamiento de Secundaria tiene su propia dinámica, contamos con experiencia en programas destinados a enseñanza Primaria, que tiene una organización diferente. Se deben mejorar las formas de trabajar y lograr un mayor compromiso de los docentes.
- Incrementar la difusión para lograr la motivación a participar en las propuestas de todas las clases.

2009

Afiche Concurso 2009



Concurso Fotográfico
Árboles y Pájaros
de mi región

Si sos estudiante
de secundaria,
Ponete
a sacar fotos!!
te esperamos hasta noviembre de 2008.

* Premios: Cámaras Digitales y Cursos de Fotografía.
* Retirá las bases en tu liceo.

Organiza y Auspicia: Delegación del Uruguay - C.T.M Salto Grande.-



Foto Ganadora 1º Premio



Foto Ganadora 2º Premio

2010



Imágenes Proyecto presentado por Liceo de San Antonio

Acto de Cierre



Entrega de premios a Instituciones Ganadoras



Souvenires entregados el día de acto de cierre del concurso.

Monitoreo emergencia de floración de cianobacterias: Áreas recreativas-Embalse Salto Grande

Facundo Bordet, Lopéz Carlos, Panozzo Victorino

*Área de Gestión Ambiental, Gerencia de Ingeniería y Planeamiento, Comisión Técnica Mixta de Salto Grande.
lopezc@saltogrande.org - panozzov@saltogrande.org*

El embalse de Salto Grande muestra el desarrollo de importantes floraciones de cianobacterias que le otorgan al agua un color verde azulado intenso por el gran desarrollo de estos microorganismos. Cada vez hay mayor abundancia de estas algas en el ambiente acuático, los costos de tratamiento para potabilizar el agua son más altos y el predominio de estos organismos puede perturbar el funcionamiento del ecosistema y poner en riesgo la salud humana. Las cianobacterias, algas microscópicas y coloniales, representan el grupo dominante, constituyendo un importante factor de riesgo de reconocida toxicidad aguda y crónica en la biota acuática, ciertos individuos terrestres y para la salud humana (Sivonen & Jones 1999).

En el Embalse de Salto Grande la presencia de floraciones de cianobacterias fue registrada prácticamente desde que se llenó el embalse (Quirós y Lucchini 1982; Berón 1990). Estudios previos indican el carácter meso-eutrófico del embalse evidenciando una alta carga de nutrientes. Este enriquecimiento de nutrientes que experimentan los sistemas acuáticos es el proceso conocido como eutrofización que se origina por el aporte de una carga de fósforo y/o nitrógeno en una tasa mayor a la que el sistema acuático puede procesar. El origen es siempre diverso, pero se destacan como aportes puntuales los desechos orgánicos urbanos, domésticos e industriales, y los aportes difusos por escorrentía, mayoritariamente inorgánicos, que provienen de la actividad agrícola-ganadera (Kalf 2002). Respecto al embalse de Salto Grande el nitrógeno y el fósforo ingresan principalmente desde el norte por el río Uruguay y lateralmente por el escurrimiento superficial a los brazos laterales (Berón, 1990, Chalar et al., 1993, Conde et al., 1996). A su vez, frecuentes floraciones de *Microcystis aeruginosa* han sido reportadas en los brazos laterales cercanos a la represa durante el período estival, pudiendo extenderse a gran parte del embalse, lo que fue reflejado en diferentes concentraciones de clorofila a (DEyMA-CTM-SG 1986; Conde et al. 1996; Chalar et al. 2002; Bordet, 2003).

El Área Ecología (AECOL. C.T.M-S.G), realizó muestreos que abarcaron estaciones en Áreas Recreativas, de alto interés turístico y sanitario y en estaciones de Embalse. El periodo de estudio comprendió desde Diciembre 2007 a Abril 2011. La información obtenida consistió en valores de densidad de cianobacterias (cél/ml) para especies dominantes, *Microcystis* sp. y *Anabaena* sp. según estudios de referencia; composición del fitoplancton y zooplancton, concentración de Clorofila a , Feofitina a y factores físicos y químicos. Los datos obtenidos permitirían una descripción de los efectos de las floraciones de cianobacterias sobre el resto de los componentes del plancton y su medio.

El objetivo del presente trabajo fue la vigilancia periódica y programada en la región para el control de la calidad del agua durante la época estival, a través de un Monitoreo de las Floraciones de Cianobacterias en Áreas Recreativas del Embalse de Salto Grande durante el periodo 2007-2011. Los datos utilizados en este informe corresponden a los datos obtenidos durante el período mencionado. La información suministrada tiene utilidad, como una mirada sintética de las diferentes afectaciones del crecimiento excesivo de cianobacterias en zonas de interés público. Durante las presentes temporadas se registraron densidades promedios sin antecedentes previos. Se observó una dominancia de cianobacterias en época estival con nula a significativa presencia de otras clases de algas planctónicas, desde el inicio del periodo de estudio.

Cabe destacar que a partir de la temporada 2008 los datos obtenidos desde el programa llevado a cabo por la C.T.M-S.G, fueron comunicados en informes semanales a la Comisión Administradora del Río Uruguay (C.A.R.U), describiendo el estado de situación de las variables de interés en Áreas Recreativas (Playas) focalizado en la balneabilidad cuando dichas variables presentaban valores que superaban el Alerta 2 (OMS), recomendando precaución o cierre de playas de acuerdo a los criterios de gestión acordados.

Materiales y Métodos.

El trabajo se realizó entre Diciembre del 2007 y Abril del 2011, sólo en la época estival de cada año. Los análisis químicos y biológicos se realizaron en los laboratorios del Área Ecología de la Comisión Técnica Mixta de Salto Grande.

Las estaciones de muestreo seleccionadas fueron 13 (trece), ubicadas en la zona de Áreas Recreativas del embalse Salto Grande. Playas Margen Derecha (MD) (Cuatro): Playa Sol (2), Las Palmeras (3), Los Médicos (4) y Las perdices (5). Playas Margen Izquierda (MI) (tres): La Toma (6), Los Pinos (7), y Parque del Lago. Int. Munc. Salto (8) (Fig. 1a)

Embalse (tres): Itapebí Centro (E9), Gualeguaycito Chico (E71) y Represa Centro (E1C). Federación (tres): Playa Grande (E31); Playa Sur (E32), Playa Baly (PBBy). La frecuencia de los muestreos fue semanal. (Fig. 1b).

A partir de Diciembre 2009 se incorporan las estaciones norte a la entrada del embalse (Fig. 1b): Monte Caseros (MC), Bella Unión (BU), Belén (Be), y Santa Ana/Federación (S/F); en este caso, el monitoreo, la determinación de nutrientes, datos de campo y nutrientes quedaron a cargo de CARU, manteniéndose la misma frecuencia de muestreo. Las determinaciones biológicas estuvieron a cargo de CTM. Los análisis realizados en las estaciones, abarcaron: T°C, oxígeno disuelto (OD), % de Sat.; pH; Conductividad, Secchi, Clorofila α y Feofitina α , Sólidos Suspendidos y nutrientes (mg/l) (nitrógeno total, amonio, nitrito, nitrato, fósforo total y fósforo soluble). En aquellas estaciones donde los conteos de algas superaron las 50.000 cél/ml se analizó la concentración de microcistina.

El muestreo de fitoplancton se realizó en superficie (0,50 m), con botella muestreadora de 2 l para análisis cuantitativo y con arrastre con red de 25 micras de abertura de malla, para los análisis cualitativos. La determinación de la densidad se realizó con microscopio invertido utilizando cámaras de sedimentación de 1, 2, 5 y 10 ml (según Utermöhl, en Hasle, 1978) y con cámaras de Neubauer. Las muestras fueron fijadas en laboratorio con solución de Lugol.

Las muestras cualitativas, se extrajeron por arrastre superficial con red de plancton de 25 micras de abertura de malla. Se dividieron en dos submuestras, manteniendo una de ellas frescas para el análisis inmediato y la otra se fijó in situ con formalina neutralizada al 4% de concentración final. La observación del material se realizó en microscopio óptico común. Las muestras para las determinaciones de clorofila α , se almacenaron en bidones de 2 litros de capacidad. El filtrado se realizó entre las 3 y 6 hs de extraída la muestra, a través de filtros Whatman GF/C, los cuales se conservaron a -20 °C. La extracción se realizó con acetona 90% (Nush, 1980), y se aplicó el Método espectrofotométrico tricromático. Los análisis se obtuvieron mediante Excel/Program.

Tabla I. Parámetros ambientales y físico-químicos considerados y metodología utilizada en los Análisis.

PARAMETROS	MÉTODO
Temperatura (T°)	Termómetro de mercurio
Oxígeno disuelto (OD)	Método Electrométrico, con Oxímetro. Mod.YSI 58.
% de Sat.	Método Electrométrico, con Oxímetro. Mod.YSI 58.
pH	Método Electrométrico, con pH-metro (ORION modelo SA 720)
Conductividad	Método Electrométrico, con Conducti-metro (ORION modelo SA 720)
Transparencia del agua	Disco de Secchi
Fósforo total	Standard Method 4.500-P C Persulfate Method (LC 0,019 mg/l)
Nitrógeno total	Standard Method 4.500-N C Persulfate Method (LC 0,2 mg/l)
Sólidos Suspendidos	Método Gravimétrico.
Microcistina	Método de ELISA y Tirillas Abraxis
Aportes	CTM-Salto Grande (Base de Datos)
Cota	CTM-Salto Grande (Base de Datos)

Resultados (Ver Tabla 2-Anexos)

Los valores de los parámetros físico-químicos registrados durante el período 2007-2011 para cada uno de los sitios de muestreos se encuentran en la tabla 2. Los mismos mostraron una diferenciación espacial, entre los márgenes derecho e izquierdo. Se destacó el 2007 y la Estación Las Palmeras (MD) como el año y el sitio con los máximos registros para T°C, OD, % Sat, y pH, respectivamente. Los máximos de transparencia se registraron en la estación Monte Caseros, correspondiente a Estaciones Norte, a la entrada del Embalse y los de conductividad en Playa Grande Federación.

En E71, se registró el máximo de Clorofila α y Nitrógeno Total y en MC y BU el máximo de Fósforo Total. En E75 y E71, se registraron los máximos valores de microcistina totales a partir del inicio del periodo (temporada 2007).

A su vez los parámetros hidrológicos registraron un máximo valor de Cota de 35,4 m en Marzo de 2007 y un mínimo de 32,2 m, en Enero de 2008. El máximo valor de Aporte, fue de 11.600 m³ s⁻¹ en Enero de 2010 y el mínimo de 593 m³ s⁻¹ en Abril de 2009. Los promedios en todo el período de estudio fueron 34.1 m de Cota y un Aporte de 3.316 m³ s⁻¹. El aporte mensual máximo fue de 15.362 m³ s⁻¹, en Noviembre de 2009 y la Cota mensual máximas de 35,5 m en Octubre de 2009 durante el período de estudio (2007-2011) (Ver Fig. Tabla 2)

La distribución de las Cianobacterias Totales en las playas de la Margen Derecha (MD) (Fig.3) durante el período 2007-2011 mostró valores promedios de densidad representados por un 68,2% de *Microcystis* spp. y un 31,8% de *Anabaena* spp.. El mínimo y máximo valor de densidad para Cianobacterias Totales (CT) fue de 395 y 1.185.000 cél/ml, en Playa Las Perdices (PLP) el 01/03/2010 y el 06/04/2011, respectivamente. Con respecto a los valores promedio, en las playas MD se registraron un máximo de 135.491 y un mínimo de 51.024 cél/ml en E75 y PSL, respectivamente. El valor máximo de *Anabaena* spp. durante todo el periodo de estudio fue de 322.300 cél/ml en E75, el 27/01/2010, y el mínimo de 0 cél/ml en Playa Los Médicos (E76) el 28/02/2007 y 06/03/2007 (Tabla 2). *Microcystis* spp. mostró un máximo de densidad de 1.175.000 cél/ml en E75 el 06/04/2011. El mínimo se observó en E75 y PLP, con 0 cél/ml el 15/02/2011 y 04/01/2011, respectivamente. Los valores de densidad de *Microcystis* spp., mostraron una mayor variación a lo largo del periodo de estudio, en las estaciones de MD, respecto a los valores de *Anabaena* spp.. Este último grupo presentó oscilaciones a lo largo del período, logrando en el 2010, una mayor densidad que *Microcystis* spp. El valor promedio de densidad de *Microcystis* spp. y *Anabaena* spp. en las estaciones de MD durante el periodo de estudio fue de 72.165 cel./ml y 15.000 cél/ml, respectivamente. (Fig.3 y 4)

En las playas de la Margen Izquierda (MI) (Fig. 5) los valores promedios de densidad de Cianobacterias Totales estuvieron representados por un 64,6% de *Microcystis* spp. y un 35,4% de *Anabaena* spp.. El mínimo y máximo valor de densidad de Cianobacterias Totales en las playas MI fue de 55 y 152.000 cél/ml en La Toma (LT), el 17/12/2007 y 18/03/2008, respectivamente. Las densidades promedios estuvieron entre 10.430 y 17.320 cél/ml, en Los Pinos (LP) y La Toma (LT), respectivamente. El valor máximo de *Anabaena* spp. para todo el periodo de estudio fue de 57.200 cél/ml, en **Los Pinos** el 02/01/2008, y el mínimo de 5 cél/ml en **I.M.S.**, el 05/03/2008 (Fig. 3). *Microcystis* spp. mostró un máximo de densidad de 130.000 cél/ml en **La Toma**, el 18/03/2008 y 10/04/2009. El mínimo se observó en **La Toma** y **Los Pinos**, con 0 cél/ml el 01/02/2010 y 09/02/2011 y 16 cél/ml y 30/03/2011, respectivamente. Las densidades de *Microcystis* spp. y *Anabaena* spp. presentaron variaciones similares a lo largo del periodo de estudio. *Microcystis* spp., registró mayores densidades respecto a *Anabaena* spp., excepto en el 2010, donde *Anabaena* spp. registró mayores densidades. Las densidades promedio de *Microcystis* spp. y *Anabaena* spp. en las estaciones de MI durante el periodo de estudio fueron de 9.386 y 4.919 cél/ml, respectivamente.

Respecto a Playas Federación (Fig. 6, durante el período 2007-2011) los valores promedios de densidad de Cianobacterias Totales estuvieron representados por un 50,8% de *Microcystis* spp. y un 49,2% de *Anabaena* spp. En Playa Sur (**E32**) se alcanzó el valor máximo de densidad para Cianobacterias Totales de 267.700 cél/ml, el 06/03/2007. En Playa Baly (**PBy**) se registró la mínima densidad de Cianobacterias Totales de 350 cél/ml el 06/12/2007. El valor promedio más alto se registró en **PBy**, con 41.305 cél/ml y en **E31** fue el más bajo con 32.402 cél/ml. (Fig.5). *Anabaena* spp. registró el valor máximo del periodo de estudio en Playa Baly con 240.000 cél/ml, el 17/02/2009 y un mínimo de 30 cél/ml en Playa Sur (**E32**), el 13/03/2007. (Tabla 2). *Microcystis* spp,

mostró un máximo de densidad de 267.400 cél/ml en **E32**, el 06/03/2007. El mínimo se observó en Playa Grande (**E31**) y Playa Baly (**PBy**), con 0 cél/ml el 09 y 30/03/2011, y 15/02/2011 y 06/04/2011, respectivamente. Los valores de densidad de *Microcystis* spp. fueron mayores a los de *Anabaena* spp. durante el 2007 y 2008, y desde ahí en adelante en las tres estaciones de Federación *Anabaena* spp. fue más abundante. La densidad promedio de *Microcystis* spp. y *Anabaena* spp. en las estaciones de Federación durante el periodo de estudio fue de 22.653 cél/ml y 16.943 cél/ml, respectivamente. La estación de muestreo **E32**, se mostró más disímil a las estaciones **E31** y **PBy** con respecto a los datos biológicos y físico-químicos. (Ver Fig.6)

En los sitios localizados en el centro de los cauces denominadas Estaciones Embalse (Fig.7), los valores promedios de densidad de Cianobacterias Totales estuvieron representados por un 64,7% de *Microcystis* spp. y un 35,3% de *Anabaena* spp.. El máximo y mínimo valor de Cianobacterias Totales durante el periodo de estudio fue 1.875.700 y 140 cél/ml en **E71** y **E1C**, el 07/04/2009 y el 13/03/2007, respectivamente. Los valores de densidad de Cianobacterias Totales promedios tuvieron un máximo de 122.317 cél/ml en **E71** y un mínimo valor promedio correspondiente a 18.324 cél/ml en **E1C**. *Anabaena* spp. registró el valor máximo del periodo de estudio en Itapebí (**E9**) con 390.000 cél/ml el 06/04/2011 y un mínimo de 0 cél/ml tanto en Represa Centro (**E1C**) como en Itapebí (**E9**), el 13 y 20/03/2007, respectivamente (Tabla 2). *Microcystis* spp. mostró un máximo de densidad de 1.820.700 cél/ml en **E71**, el 07/04/2009. El mínimo se observó en Represa Centro (**E1C**) e Itapebí (**E9**) con 0 cél/ml el 26/05/2009, 04/01/2011, 09/02/2011, 30/03/2011 y 17/12/2007, respectivamente. Las densidades de *Microcystis* spp. fueron menos variables respecto a las de *Anabaena* spp. en **E1C** y **E9**. En **E71** las densidades de *Anabaena* spp. fueron más uniformes. En **E71** *Microcystis* Spp. fue más abundante que *Anabaena* spp. a lo largo del periodo de estudio. Las densidades promedio de *Microcystis* spp. y *Anabaena* spp. en las estaciones de Embalse durante el periodo de estudio fueron de 40.858 y 15.695 cél/ml, respectivamente. La estación que presentó un desarrollo de Cianobacterias más significativo, dado su densidad y permanencia en el tiempo fue **E71**.

A partir del período 2009-2011 en Estaciones Norte (Fig. 8), los valores promedios de densidad de Cianobacterias Totales estuvieron representado por un 78,1% *Anabaena* de spp. y un 21,9% *Microcystis* de spp. El máximo valor de Cianobacterias Totales durante el periodo de estudio fue 122.000 cél/ml en Bella Unión (BU) el 05/05/2009; y el mínimo de 0 cél/ml, en Monte Caseros (MC), BU y Belén (Bel), a lo largo del período de estudio. Los valores de densidad de Cianobacterias Totales promedios tuvieron un máximo de 7.272 cél/ml en MC y un mínimo valor promedio correspondiente a 4.572 cél/ml en Bel. *Anabaena* spp. registró el valor máximo del periodo de estudio en BU con 114.000 cél/ml, el 05/05/2009, y un mínimo de 0 cél/ml en, MC, BU y Bel, a lo largo del período de estudio. (Tabla 2). *Microcystis* spp. mostró un máximo de densidad de 20.200 cél/ml en MC, el 25/05/2009. El mínimo observado fue de 0 cél/ml en, MC, BU y Bel, a lo largo del período de estudio. Las densidades de *Microcystis* spp. fueron menos variables respecto a las de *Anabaena* spp. en las estaciones Norte. Las densidades promedio de *Microcystis* spp. y *Anabaena* spp. en las estaciones Norte durante el periodo de estudio fue de 1.097 cél/ml y 3.995 cél/ml, respectivamente.

Discusión y Conclusiones

La comunidad fitoplanctónica en las estaciones de Áreas Recreativas (Figura 1a - b) y embalse de Salto Grande presentó una distribución cualitativa y cuantitativa heterogénea. Las Cianobacterias fueron muy abundantes en la mayoría de los puntos de muestreo y durante los períodos cálidos analizados; se observaron variaciones tanto temporales como espaciales. Las especies de *Microcystis* fueron dominantes tanto temporal como espacialmente, excepto en el 2010 y en el Área Federación en los años 2009 y 2011, donde *Anabaena* spp. mostraron mayor abundancia. Durante el período 2007-2011 los valores promedios de densidad de Cianobacterias Totales estuvieron representados por un 62% de *Microcystis* spp. y un 38% de *Anabaena* spp.

Las especies representativas de *Microcystis* fueron *M. aeruginosa* y *M. wesenbergii*; esta última ha sido registrada en trabajos previos (Chalar et al. 1993; De León; L, 2000) y durante las temporadas estivales 2005-2007 como dominante (DEyMA-CTM-SG 2006 y 2007). El género *Anabaena* estuvo representado por *A. spiroides*, *A. planctonica* y *A. circinalis*. (Fig. 8) Se registró a *Raphidiposis* sp., de forma coincidente con registros previos (De León, L; 2003).

M. aeruginosa presentó mayor abundancia durante la mayor parte de los muestreos en Playas de áreas recreativas de la Margen Derecha (Concordia) y *Anabaena* spp. lo registró en las Playas de Federación. En las estaciones de Embalse, también se observó el dominio de cianobacterias. En E71, los indicadores de calidad de agua reflejan un estado eutrófico, con valores de densidad superiores a 1.000.000 cél/ml, promedios anuales de clorofila a mayor a 15 µg/l y de Fósforo total mayores o iguales a 50 µg/l. En E9, *Anabaena* spp. representó el 60% de cianobacterias totales y *Microcystis* spp. el 86% en E71.

El registro de las densidades de cianobacterias realizado a partir de 2009 en las estaciones Norte mostró una dominancia del complejo *Anabaena* en un 78% respecto al complejo *Microcystis*. En estas estaciones prima un sistema más fluvial, evidenciado en la mayor carga de sólidos inorgánicos (SS 550), que a su vez determina aguas más turbias.

Como se mencionó en informes previos (DEyMA 2009), las cianobacterias manifestaron durante este período verdaderas floraciones, ya sea a varios metros hacia adentro desde la costa, como altas concentraciones de algas en las riberas o márgenes. Estos eventos alcanzaron densidades superiores a los 10.000.000 cél/ml en las costas de playa (0.30 m), y concentraciones de microcistina superiores a 200 µg/l (temporada 2007), valores que no tienen antecedentes en trabajos previos (Fig. 7). De las 67 fechas y los 17 sitios de muestreo comprendidos en el estudio del período 2007-2011, se registró un 8,4% (n=96) de floraciones mayores a las 100.000 cél/ml (Alerta 2 OMS). De las cuales el 60% (n=58) ocurrieron en las Playas de la Margen Derecha. Temporalmente, Febrero 2008 y Marzo 2011, fueron los meses que registraron los mayores episodios de floraciones con 12 y 18 eventos, respectivamente.

De acuerdo a los datos obtenidos en el periodo de muestreo, la densidad celular promedio de cianobacterias aumentó a partir del 2007, logrando máximos en 2009 y descenso marcado en 2010, luego que las condiciones hidrodinámicas del embalse presentaran fuertes fluctuaciones respecto a los caudales y aportes, con mínimos históricos en 2009 y máximos en 2010. Este comportamiento hídrico parecería repercutir sobre la dinámica de los complejos de *Microcystis* y *Anabaena* a lo largo de cada período estival. Las diferencias tempororo-espaciales en la distribución de las densidades de cianobacterias mostraron una mayor abundancia en la margen derecha del embalse y en las zonas de playas más cercanas a la represa; en estos sitios las fluctuaciones son mucho más marcadas. Las variaciones bruscas del ciclo hidrológico contribuyen a explicar las fluctuaciones interanuales de la intensidad y la frecuencia de las floraciones de cianobacterias en sistemas acuáticos (O'Farrell et al. 2011), mientras que las diferencias espaciales entre los brazos del embalse y entre ambas márgenes y el canal principal principalmente responderían a las diferentes características morfométricas e hidrológicas.

Con la finalidad de contar con un mayor grado de entendimiento de las floraciones de cianobacterias se registró la presencia de otros grupos algales. El grupo Bacillariophyta estuvo representado por el género *Aulacoseira* spp. *Surirella* sp., *Navicula* sp. y *Nitzschia* sp.. Cuando las cianobacterias manifestaron sus máximas floraciones, la presencia de estos grupos fue escasa o nula. Las diatomeas estuvieron representadas por individuos Pennales, mayoritariamente en el mucilago de las colonias de *Microcystis* spp.. La presencia de las diatomeas céntricas del género *Aulacoseira* en la comunidad fitoplanctónica del Embalse Salto Grande fue registrado en trabajos previos (Quirós y Luchini, 1983; Berón, 1990; De León; L, 2000).

A su vez el grupo Chlorophyta, estuvo representado principalmente por individuos del Orden Volvocales, *Eudorina* sp., *Pandorina* y *Volvox* sp., acompañándolas se observó representantes del Orden Chlorococcales de los géneros *Actinastrum*, *Pediastrum*, *Scenedesmus* y del Orden Desmidiales como *Staurastrum* y *Cosmarium*. Las Chlorophyta, mostraron una presencia sostenida a lo largo del periodo estudio, con una mayor abundancia hacia el final del periodo. Las Volvocales fueron más frecuentes en las Playas de Áreas Recreativas de la Margen Izquierda y de Federación. En general se observó que cuando las cianobacterias disminuyen su abundancia en estas áreas, las clorofitas pasan a ser el grupo dominante, coincidiendo con lo expuesto anteriormente por Chalar et al. (2002). En la temporada 2011 en E71, se observó un aumento marcado de *Ceratium* sp, con una densidad promedio de 1.000 cél/ml.

Con el criterio de sumar información referente a la comunidad planctónica del embalse, se realizaron observaciones del zooplancton (Lista2). Se observaron escasos o nulos individuos en la mayoría de las muestras cuando se produjeron los mayores floraciones de cianobacterias (más de 250.000 cél/ml y microcistina \geq 10 ppb)

Los organismos que presentaron una frecuencia de aparición amplia en las distintas muestras a lo largo del periodo 2007-2011, fueron rotíferos como *Keratella* sp. y *Brachionus* sp., géneros registrados en trabajos anteriores (Chalar et al, 2002). Además, se observaron organismos pertenecientes al genero *Polyarthra* y ciliados como *Vorticella* sp., asociados al mucilago de los complejos de *Microcystis* spp. y *Anabaena* spp., asociación ésta registrada con anterioridad (Bordet, 2003). Los microcrustáceos como larvas Nauplii, individuos de *Bosmina* sp. y *Moina* sp., estuvieron mejor representados en las muestras de Embalse que en las de las estaciones de Áreas Recreativas MD y MI. En las muestras de las áreas recreativas, los Protozoos Tecados fueron más representativos, principalmente cuando las cianobacterias mostraron sus menores densidades (< de 1000 cél/ml). Se observó mayor diversidad que riqueza específica de los organismos zooplanctónicos, entre picos máximos de densidad algal.

La ocurrencia frecuente de floraciones algales potencialmente tóxicas ameritan la formulación de un plan de control que contemple la prevención y gestión de las mismas a los efectos de entender las causas del desarrollo de las floraciones de cianobacterias, a través del desarrollo de la investigación científica.

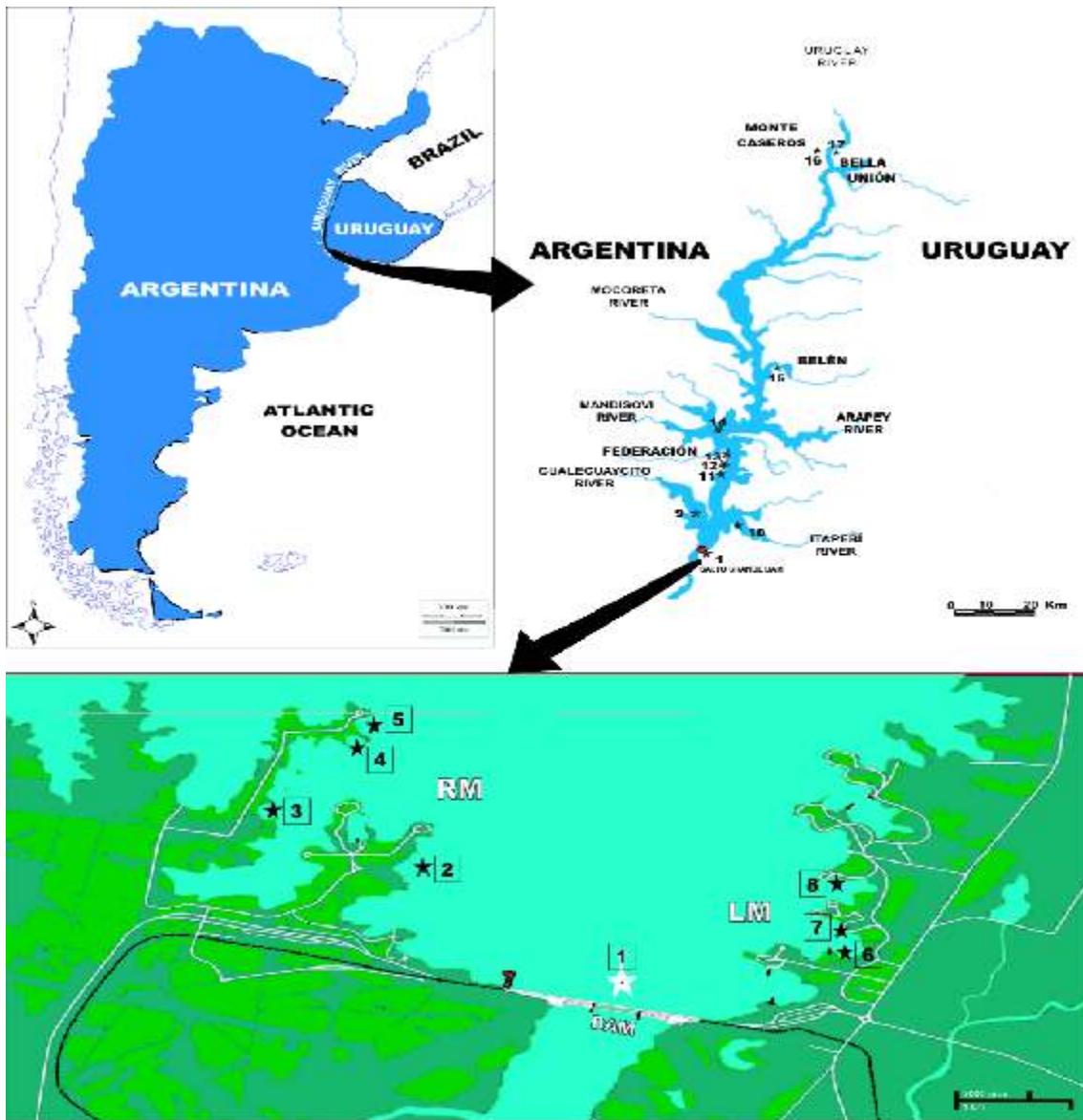


Figura 1b: Estaciones de muestreo Embalse de Salto Grande. Periodo 2007- 2011. Referencias: 1-Represa, 2- Playa Sol, 3- Las Palmeras, 4- Los Médicos, 5- Las Perdices, 6- La Toma, 7- Los Pinos, 8- Int. Munic. Salto (IMS), 9- Gualaguaycito, 10- Itapebí, 11- Playa Sur, 12- Playa Baly, 13- Playa Grande, 14-Santa Ana/Federación, 15- Belén, 16- Monte Caseros, 17-Bella Unión. RM: Margen Derecha; LM: Margen Izquierda.

Tabla 2: Resultado de los Parámetros Físicos, químicos y biológicos. Estadísticos generales período 2007-2011.
Referencias: 1- Las Palmeras; 2- Los Médicos; 3- Las Perdices; 4- Playa Sol; 5- La Toma; 6- Int. Munc. Salto; 7- Los Pinos; 8- Playa Grande; 9- Playa Baly; 10- Playa Sur; 11- Represa Centro; 12- Itapebí.

Estadístico Generales Período 2007-2011																
	Temp.	OD	% de	pH	Secchi	Cond	Cloa	Feoa	SS ^(105^o)	SS ^(550^o)	Mspp	Aspp	CT	PT	NT	
	°C	mg/m ³	Sat.	upH	m	µs/cm	ug/lt	ug/lt	mg/l	mg/l	cél/ml	cél/ml	cél/ml	mg/l	mg/l	
1	Mín.	22,1	5,2	62,0	6,5	0,1	40,0	4,4	1,2	0,4	0,8	0	10	580		
	Prom.	28,3	8,9	113,6	7,7	0,5	53,7	25,4	19,8	10,6	6,9	113835	21656	135491		
	Máx.	35,9	15,7	200,0	9,9	0,8	79,0	107,6	83,6	39,2	44,0	1050000	322300	1073500		
	D.Std	2,7	2,2	29,9	0,7	0,1	6,4	25,5	19,9	8,4	7,8	214306	46287	220340		
	C.V	9,4	24,4	26,3	9,4	30,1	12,0	100,2	100,5	79,7	113,9	188	214	163		
2	Mín.	22,2	5,6	70,2	6,5	0,3	40,0	4,1	1,6	0,8	0,4	60	0	605		
	Prom.	27,7	8,2	102,4	7,6	0,5	52,5	13,4	13,9	8,8	5,5	46329	13633	59962		
	Máx.	33,2	11,4	150,0	9,6	0,9	64,0	80,2	54,4	41,2	29,2	436500	111000	504500		
	D. Std	2,2	1,2	16,8	0,6	0,1	4,9	11,9	10,2	6,7	5,0	80607	22239	94557		
	C.V	7,8	14,1	16,5	7,9	28,2	9,4	89,2	73,6	77,0	92,5	174	163	158		
3	Mín.	22,3	4,0	64,0	6,4	0,2	41,0	4,1	2,4	3,2	0,8	50	20	395		
	Prom.	27,6	8,0	101,6	7,6	0,5	53,0	13,1	12,5	8,7	5,1	73276	12048	85144		
	Máx.	33,4	12,1	161,5	9,8	0,9	62,0	69,4	59,7	23,2	14,0	1175000	135000	1185000		
	D. Std	2,2	1,3	19,0	0,6	0,1	5,1	10,4	9,1	4,2	3,0	166414	24829	170945		
	C.V	8,0	16,1	18,7	8,5	28,2	9,7	79,5	73,3	48,5	57,9	227	206	201		
4	Mín.	22,4	4,2	57,0	6,4	0,2	41,0	3,6	2,6	0,4	0,8	0	110	510		
	Prom.	27,2	7,9	97,0	7,6	0,5	52,1	14,0	15,1	8,1	5,3	37136	13889	51024		
	Máx.	31,6	10,5	135,0	9,3	0,8	63,0	173,8	131,9	25,2	16,0	610000	190250	610500		
	D. Std.	1,8	1,2	14,8	0,6	0,1	4,6	23,3	19,7	5,0	3,5	91645	28325	94921		
	C.V	6,5	14,8	15,2	7,9	24,8	8,9	166,4	129,9	61,8	64,7	247	204	186		
5	Mín.	23,0	6,2	75,0	6,5	0,2	41,0	2,8	2,7	3,6	0,0	0	10	55		
	Prom.	27,5	7,7	95,3	7,4	0,5	55,1	8,8	10,5	7,6	4,8	11990	5413	17320		
	Máx.	33,2	10,5	138,0	8,7	0,9	73,0	45,2	21,9	14,0	10,4	130000	50000	152000		
	D. Std	2,0	0,8	13,5	0,5	0,1	6,4	6,0	4,3	2,6	2,3	25768	9785	30705		
	C.V	7,1	11,0	14,1	6,3	27,7	11,6	68,4	41,1	34,4	48,8	215	181	177		
6	Mín.	23,0	5,6	74,5	6,2	0,3	42,0	2,4	1,7	2,0	1,2	15	5	45		
	Prom.	27,5	7,6	93,6	7,4	0,6	54,4	8,1	9,4	7,4	4,8	10022	4675	14299		
	Máx.	32,8	10,1	132,0	8,9	0,9	78,0	14,7	20,5	17,2	8,4	80000	42000	105000		
	D. Std.	1,8	0,8	10,2	0,4	0,2	4,5	4,3	4,3	4,1	3,0	11838	9486	15871		
	C.V	6,6	10,1	10,6	5,0	28,9	8,4	52,7	43,9	53,8	69,0	214	185	152		
7	Mín.	23,2	6,3	74,7	6,5	0,3	42,0	2,5	0,7	2,0	0,4	0	20	35		
	Prom.	27,5	7,8	96,3	7,3	0,5	53,0	8,2	9,7	7,5	4,4	5527	5132	10430		
	Máx.	32,0	9,6	117,0	8,2	1,0	63,0	31,4	18,7	24,0	18,2	63000	57200	73000		
	D. Std.	2,1	0,9	11,6	0,5	0,2	5,9	3,1	4,5	3,4	2,5	17938	10159	23189		
	C.V	7,7	11,7	12,4	6,7	30,6	10,9	38,3	48,3	46,2	51,3	179	217	162		
8	Mín.	23,3	5,2	69,0	6,1	0,2	43,0	2,8	2,1	4,8	2,2	0	40	515		
	Prom.	27,4	7,8	95,1	7,4	0,5	56,7	16,2	14,2	15,0	8,8	17350	15052	32402		
	Máx.	33,0	10,3	136,0	8,8	0,8	162,0	69,0	46,2	52,0	34,4	175000	100000	179400		
	D. Std	2,1	1,2	16,5	0,6	0,1	16,7	13,5	9,0	10,7	6,4	33689	25005	41993		
	C.V	7,8	15,3	17,3	8,6	29,0	29,5	80,6	63,3	71,2	72,0	194	166	130		
9	Mín.	23,2	5,4	65,0	6,2	0,2	43,5	3,2	1,7	3,4	1,8	0	40	350		
	Prom.	27,4	7,8	96,0	7,4	0,4	54,1	17,6	15,4	14,2	9,9	21018	20266	41305		
	Máx.	32,8	11,3	154,0	9,3	0,8	61,0	94,6	47,2	45,6	35,6	168000	240000	260000		
	D. Std	2,2	1,3	18,5	0,6	0,1	4,4	18,2	11,4	8,1	6,4	37491	44098	61904		
	C.V	8,2	16,6	19,3	8,7	30,2	8,0	103,6	73,7	57,0	64,6	178	218	150		
10	Mín.	23,0	5,0	60,0	6,0	0,2	44,0	5,0	0,1	5,0	2,4	150	30	650		
	Prom.	27,6	7,8	95,5	7,5	0,4	56,5	21,7	19,8	16,4	10,0	37450	15231	39271		
	Máx.	34,3	11,2	153,0	9,4	0,7	116,0	79,1	89,1	36,0	15,2	267400	182000	267700		
	D. Std	2,3	1,6	23,0	0,8	0,1	12,6	15,0	16,1	9,0	3,6	62693	33590	61965		
	C.V	8,5	20,3	24,1	10,7	29,4	22,3	69,2	81,6	54,8	36,5	167	221	158		
11	Mín.	22,2	5,9	76,0	6,3	0,3	45,0	3,0	0,6	1,4	0,4	0	0	210	0,02	0,5
	Prom.	27,0	7,9	98,9	7,4	0,5	55,1	10,3	11,1	8,5	5,4	10459	7865	18324	0,04	5,7
	Máx.	31,9	10,2	128,4	8,9	0,9	68,0	77,4	61,3	20,4	14,0	86000	235000	249000	0,1	16,1
	D. Std	1,9	1,0	12,2	0,6	0,1	5,2	10,1	8,8	4,2	3,4	17013	29984	35271	0,03	4,5
	C.V	7,1	12,7	12,3	7,8	27,9	9,4	98,4	79,3	49,3	62,8	163	381	192	61,3	79,4
12	Mín.	22,2	6,7	79,6	6,6	0,2	42,0	4,3	3,8	6,2	2,4	0	0	140	0,02	0,4
	Prom.	26,9	8,6	105,0	7,7	0,5	58,2	16,6	15,0	11,3	8,9	20828	27711	48539	0,04	5,3
	Máx.	32,1	13,3	164,1	8,9	0,8	68,0	118,2	97,9	20,4	54,6	300000	390000	690000	0,13	12,8
	D. Std	2,5	1,3	17,5	0,6	0,1	5,7	19,4	16,1	4,0	9,6	48188	70543	111536	0,03	5,0
	C.V	7,6	15,6	16,7	7,4	24,9	9,8	117,3	107,3	35,6	107,8	231	255	230	70,5	95,8

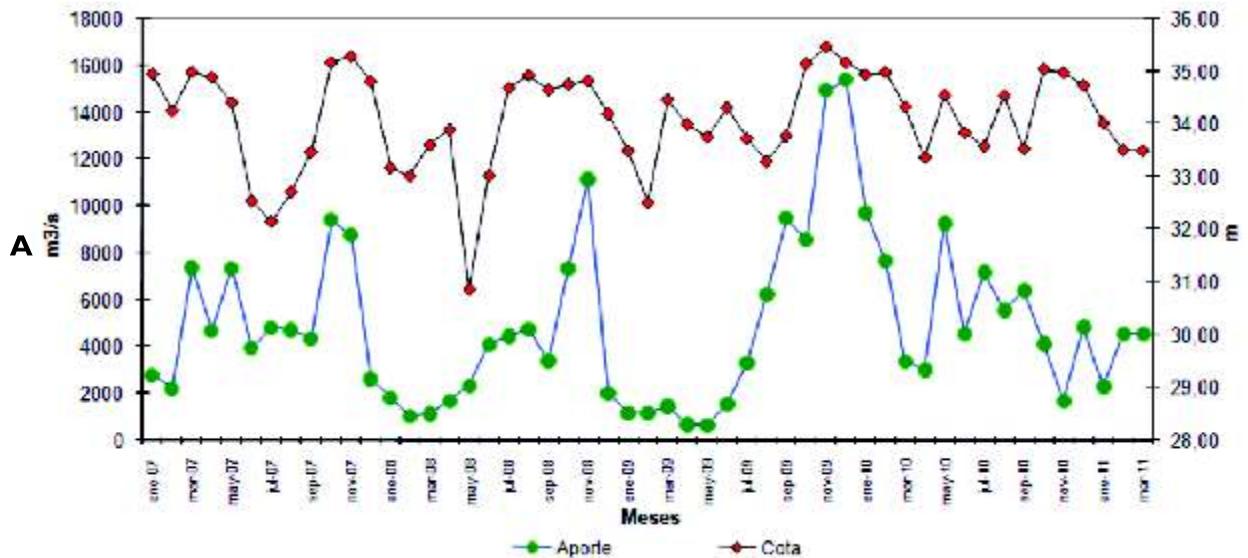
Tabla 2: Resultado de los Parámetros Físicos, químicos y biológicos. Estadísticos generales período 2007-2011. Referencias: **13**-Gualeguaycito; **14**- Monte Caseros; **15**- Bella Unión; **16**- Belén; **17**- Santa Ana/Federación.

		Estadísticos Generales Período 2007-2011														
	Temp.	OD	% de	pH	Secchi	Cond	Cloa	Feoa	SS ^(105°)	SS ^(550°)	Msp	Aspp	CT	PT	NT	
	°C	mg/m ³	Sat	upH	m	µs/cm	ug/lt	ug/lt	mg/l	mg/l	cél/ml	cél/ml	cél/ml	mg/l	mg/l	
13	Min.	19,0	3,4	41,5	6,5	0,3	44,0	4,8	3,2	0,8	0,8	560	30	2500	0,00	0,5
	Prom.	26,9	8,0	107,9	8,2	0,6	56,3	32,4	18,9	12,0	5,1	98731	16562	115294	0,05	2,3
	Máx.	31,7	14,1	186,0	10,1	0,9	86,5	228,2	167,2	54,4	12,4	1820700	100000	1875700	0,10	15,4
	D. Std	2,4	1,8	23,1	0,9	0,1	9,2	40,6	24,1	8,6	2,5	250914	18072	258405	0,03	4,1
	C.V	8,8	20,4	21,4	10,4	22,7	16,4	125,2	127,3	72,0	48,5	254	109	224	51,5	78,7
14	Min.	14,0	5,4	42,3	5,9	0,2	40,9	0,4	0,0	2,8	2,2	0	0	0	0,03	0,4
	Prom	25,2	8,6	98,0	8,8	0,7	56,4	11,4	13,7	15,6	13,3	1743	5530	7273	0,06	4,2
	Máx.	30,5	15,2	173,1	9,2	1,2	78,1	74,1	28,9	46,0	52,0	20200	76000	96000	0,15	13,5
	D. Std	4,1	3,1	22,9	10,3	0,9	11,8	13,7	6,2	10,3	10,4	4790	15474	19163	0,03	4,4
	C.V	16,3	22,1	22,9	8,8	38,7	15,8	101,5	45,0	66,0	77,9	275	280	263	52,8	105,5
15	Min.	14,1	5,8	62,1	5,9	0,2	44,4	0,7	0,0	3,8	2,0	0	0	0	0,03	0,4
	Prom	25,2	7,8	94,1	7,4	0,5	63,8	12,8	14,9	22,8	20,3	1051	4976	6028	0,08	5,3
	Máx.	31,1	11,3	130,5	9,0	1,0	84,9	52,9	32,8	105,6	95,2	11000	114000	122000	0,35	13,5
	D. Stsd	4,0	1,3	17,1	0,5	0,2	8,7	11,6	7,8	19,8	18,5	2453	17809	19272	0,08	5,2
	C.V	16,0	16,9	18,2	7,3	33,3	13,6	90,0	52,2	86,6	91,2	233	358	320	99,3	98,0
16	Min.	14,1	6,7	75,0	6,2	0,3	46,0	5,4	10,3	1,4	0,8	0	0	0	0,02	0,6
	Prom	26,4	8,4	104,6	7,7	0,6	62,0	13,4	13,9	15,1	10,8	1229	3343	4572	0,05	4,9
	Máx.	34,1	12,0	153,6	9,3	1,0	90,3	48,0	23,6	54,0	46,0	11000	38750	39500	0,11	12,8
	D. Std	4,6	1,3	19,2	0,6	0,2	10,3	9,1	3,4	12,6	10,5	2323	8246	8784	0,02	4,8
	C.V	17,3	15,3	18,3	7,6	30,7	16,7	68,4	24,6	83,5	97,4	189	247	192	43,30	96,2
17	Min.	15,8	4,4	55,3	1,4	0,3	46,2	2,5	2,7	1,6	0,8	0	40	40	0,02	0,5
	Prom	26,4	7,5	92,9	7,3	0,5	60,1	9,8	14,6	11,7	9,1	2208	2289	4497	0,05	3,6
	Máx.	32,0	9,9	132,0	8,8	0,9	72,4	23,9	25,5	37,2	30,0	10500	19000	27250	0,16	13,9
	D. Std	2,9	1,3	17,1	1,4	0,2	7,6	5,8	6,4	6,9	6,3	3230	4102	6097	0,04	4,4
	C.V	11,2	16,8	18,4	18,7	28,2	12,7	59,6	44,2	59,3	69,7	146	179	136	75,5	122,0

Tabla 3. Características morfométricas del Embalse Salto Grande

Superficie	780 km ²
Volumen	5109 x 106 m ³
Profundidad media	6.4 m
Profundidad máxima	35.0 m
Ancho medio	5.4 km
Ancho máximo	9.0 km
Longitud	100 km
Desarrollo línea de costa	11.9
Perímetro	1190 km
Tiempo de residencia promedio	11.3 días

Promedios Mensuales Aporte-Cota. Periodo 2007-Feb2011



Aporte-Cota. Periodo 2007-2011

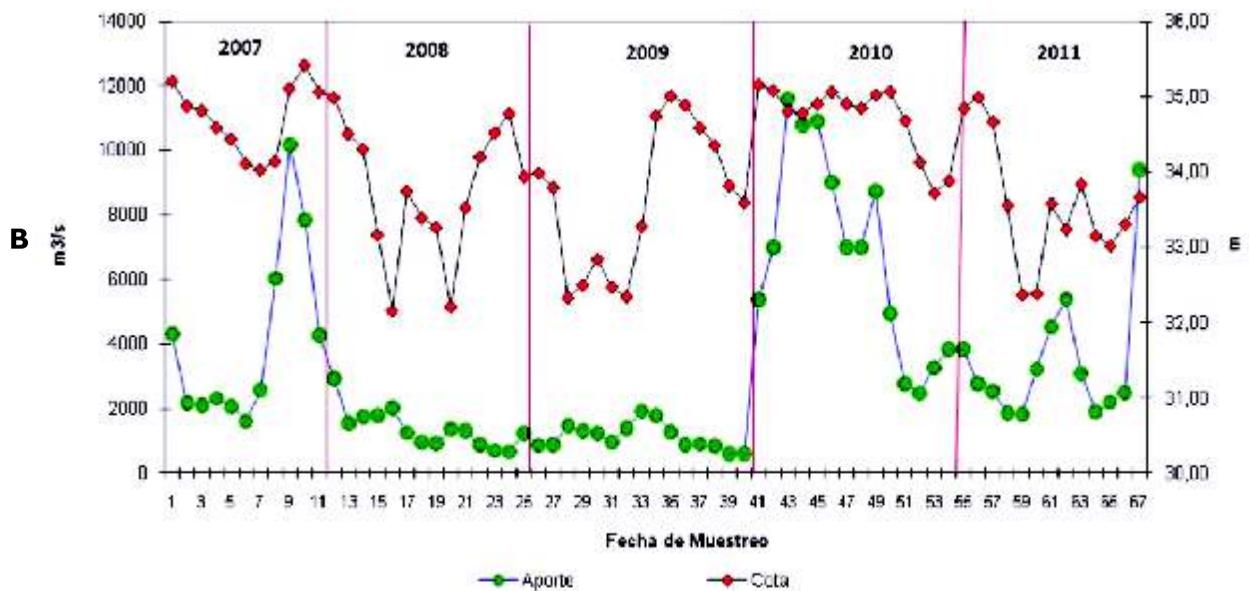


Figura 2. Variación del Caudal y la Cota durante el período 2007-2011, en Áreas Recreativas y Embalse. A) Promedio mensual B) Valores de Aporte y Cota en cada fecha de muestreo

Promedio Temporada Estival. Cianobacterias Totales spp.
 Áreas Recreativas - Embalse. Periodo 2007-2011

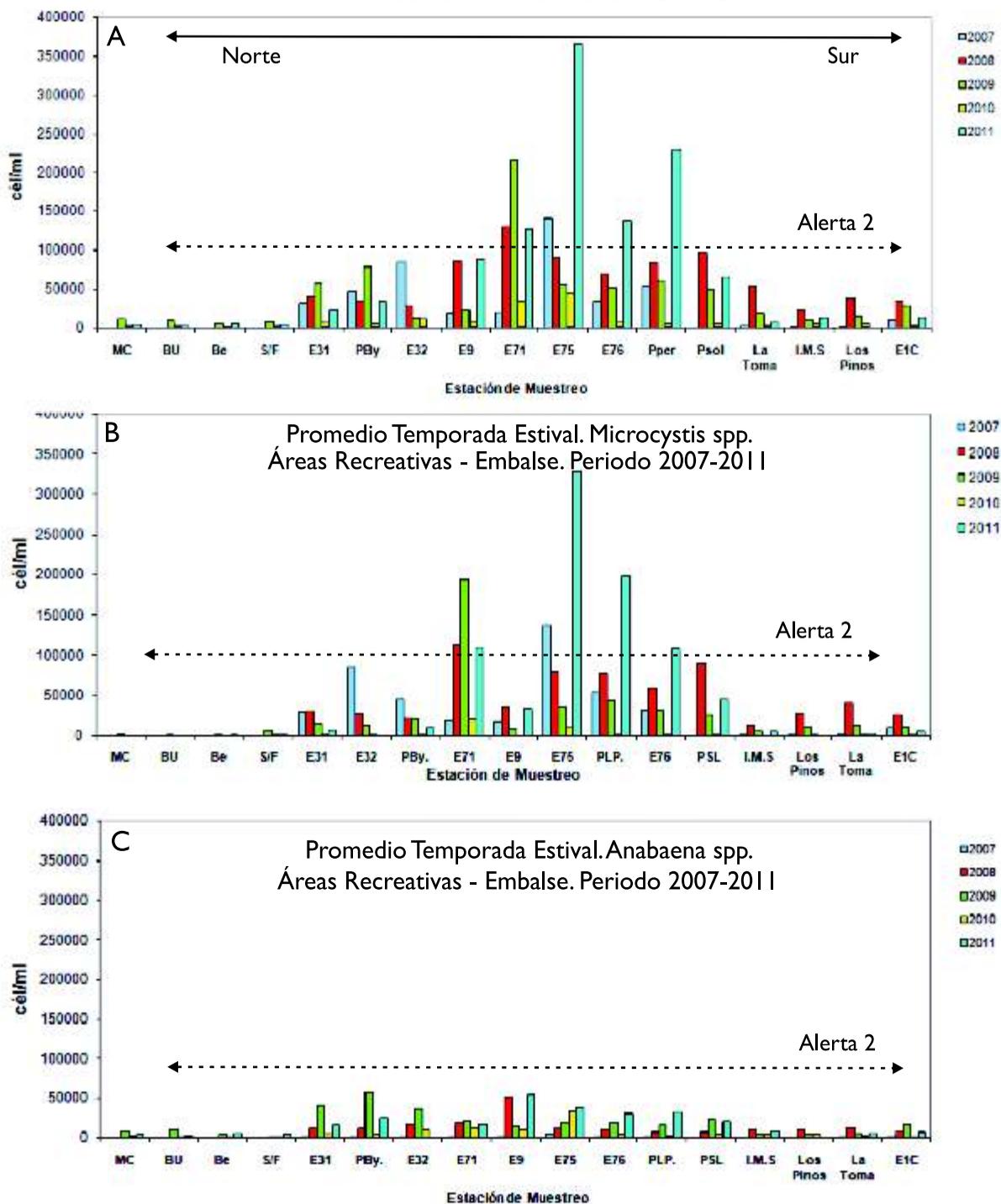


Figura 3. Variación de la densidad de cianobacterias durante el período 2007-2011, en Áreas Recreativas y Embalse. A) Promedio por año de la temporada estival de Cianobacterias Totales (Microcystis+Anabaena). B) Promedio por año de la temporada estival Microcystis spp. C) Promedio por año de la temporada estival de Anabaena spp. Alerta 2: (100.000 ml de células⁻¹- OMS). Áreas Recreativas MD: Margen Derecha, MI: Margen Izquierda, Est. Norte: Estaciones Norte. Estaciones del embalse ordenadas de Norte a Sur.

Distribución de las cianobacterias en las estaciones de muestreo durante el periodo de estudio 2007-2011

Figura 4 - Playas Margen Derecha Perilago (Concordia, E.R., Rep. Argentina)

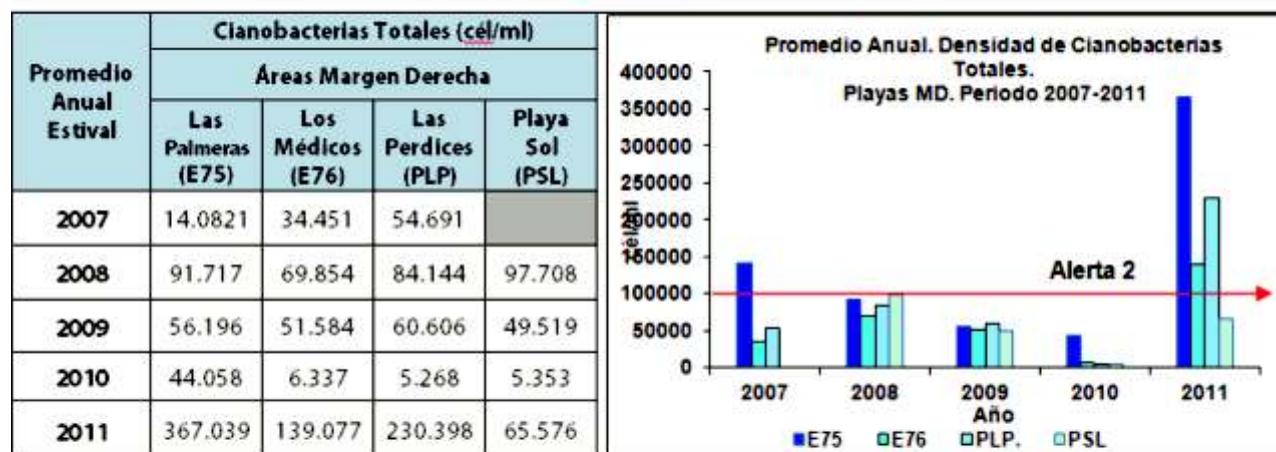


Figura 5 - Playas Margen Izquierda Perilago (Salto, R. O. del Uruguay)

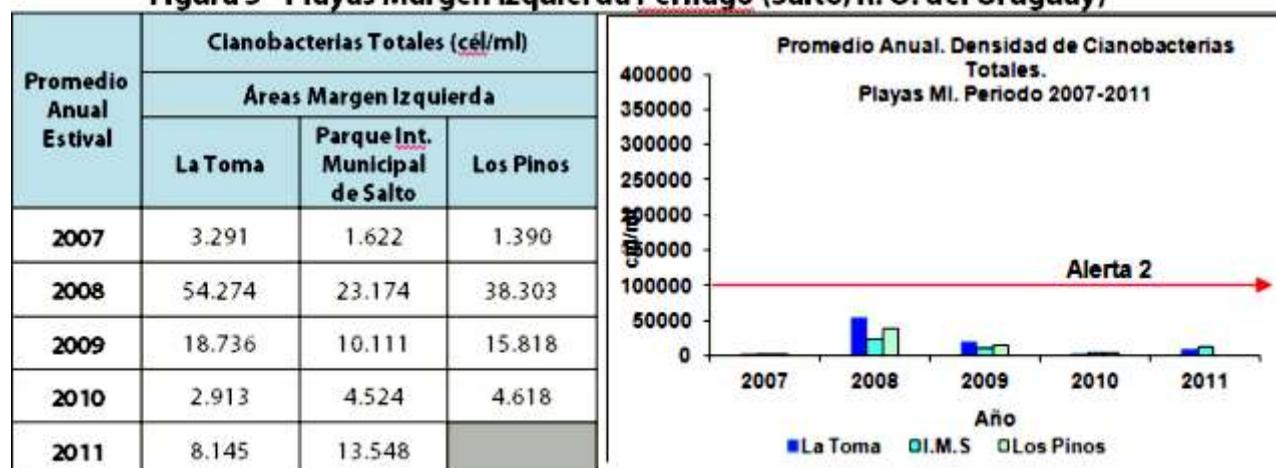


Figura 6 - Playas de Federación (Entre Ríos, Rep. Argentina)



Figura 7 - Estaciones Embalse

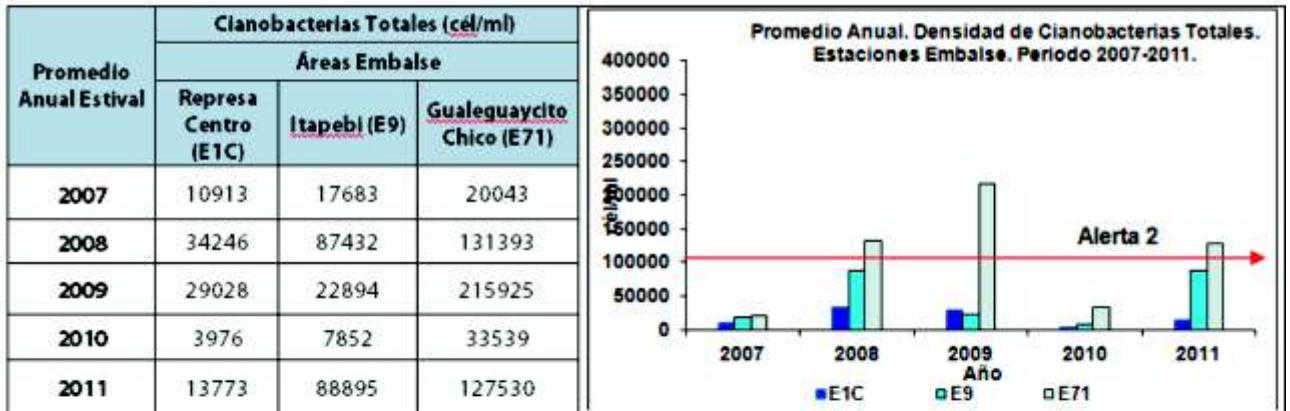


Figura 8 - Estaciones Norte

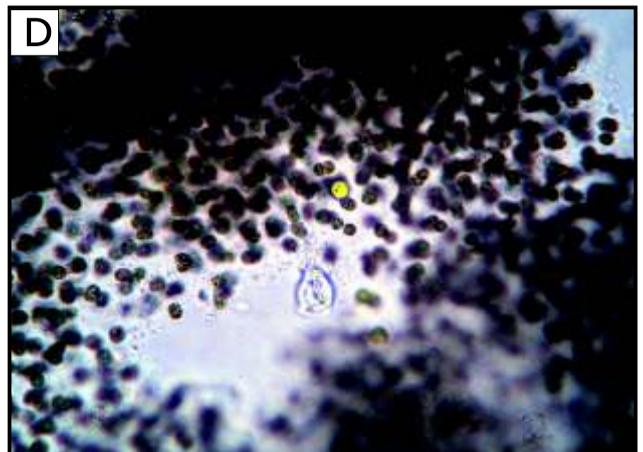
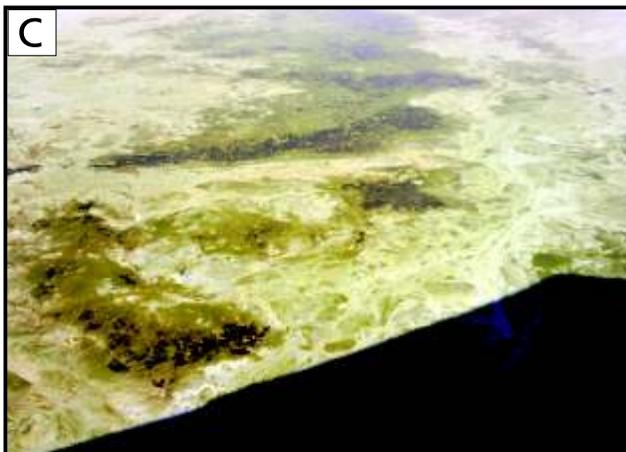
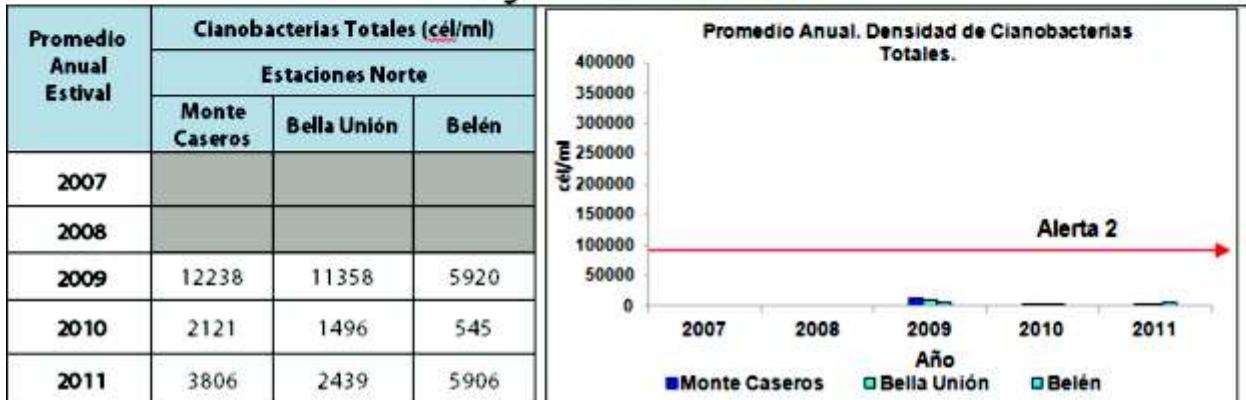




Figura 9 : A) Floración en superficie aguas adentro. B) Floración en margen de costa. C) Floración con formación de “scums”. D) *Microcystis aeruginosa*. E) Complejos de *Microcystis* y *Anabaena*. F) *Anabaena* sp, con heterocistes.

Lista I. Individuos Fitoplanctónicos observados en los puntos de muestreo correspondientes a Áreas Recreativas Embalse durante el período de estudio Dic 2007 Abril 2011 (2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, E1C, E7I, E9, E3I, E32, PBy, MC, BU y Belén, S/F), del Embalse de Salto Grande.

La composición se determinó basándose en el análisis de la presencia de los organismos en las muestras cualitativas y cuantitativas.

División CYANOPHYTA

Clase Cyanophyceae

Orden Chroococcales:

Merismopedia glauca
Merismopedia sp₁
Microcystis aeruginosa. Kützing.
Microcystis wesenbergii. Komárek
Microcystis Ichtyoblable
Microcystis sp₁

Orden Hormogonales

Anabaena circinalis. Rabenh. Ex Born. Et Flash.
Anabaena circinalis. fc. crassa
Anabaena spiroides. Klebahn.
Anabaena planctonica
Anabaena sp₁
Aphanizomenon sp
Cylindrospermopsis sp
Pseudoanabaena mucicola (Hub-Pest. et Naum.) Anagnostidis et. Komárek
Raphidiopsis sp.
Oscillatoria sp

Clase Zygnemaphyceae

Orden Desmidiales

Closterium acutum
Closterium moniliferum
Closterium sp₁
Closterium sp₂
Cosmarium sp₁
Desmidium sp.
Staurastrum paradoxum
Staurastrum planctonicum
Staurastrum sp₁
Staurastrum sp₂

División CHLOROPHYTA

Clase Chlorophyceae

Orden Chlorococcales

Actinastrum sp
Ankistrodesmus sp
Coelastrum sp
Dictyosphaerium sp
Pediastrum duplex
Pediastrum simplex
Pediastrum sp.
Scenedesmus acuminatus
Scenedesmus javanensis
Scenedesmus sp

Orden Volvocales

Chlamydomonas sp
Eudorina sp
Pandorina sp
Pleodorina sp
Volvox sp

Clase Pennatibacillariophyceae

Orden Pennales

Fragilaria sp.
Gyrosigma sp.
Navicula sp₁
Navicula sp₂
Nitzschia sp
Surirella sp.
Synedra sp₁

División BACILLARIOPHYTA
Clase Centrobacillariophyceae
Orden Centrales
Aulacoseira ambigua
Aulacoseira ambigua var. *spiralis*
Aulacoseira granulata
Aulacoseira granulata var. *angustissima*
Aulacoseira granulata var. *angustissima f. spiralis*
Aulacoseira sp. 1

División EUGLENOPHYTA
Clase Euglenophyceae
Orden Euglenales
Euglena sp
Phacus sp
División CHRYSOPHYTA
Clase Chrysophyceae
Orden Chrysomonadales
Dinobryon sp
Mallomonas sp
División DINOPHYTA
Clase Dinophyceae
Orden Peridinales:
Peridinium sp
Orden Gonyaulacales
Ceratium sp

Lista 2. Individuos zooplanctónicos observados en los puntos de muestreo correspondientes a Áreas Recreativas – Embalse (2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, E1 C, E9, E3 I, E32, PBy, MC, BU y Belén) del Embalse Salto Grande durante el periodo de estudio Dic2007 y Abril2011.

Phylum Rotifera
Clase Monogononta
Orden Ploima
Familia Brachionidae
Brachionus sp,
Brachionus sp₂
Keratella americana
Keratella cochlearis
Keratella cochlearis var. *tecta*
Familia Lecanidae
Lecane sp
Familia Trichocercidae
Trichocerca sp
Familia Synchaetidae
Hexarthra sp
Polyarthra sp
Orden Flosculariacea
Familia Testudinellidae
Testudinella sp
Filinia sp
Phylum Artropoda
Clase Crustacea
Orden Cladocera
Suborden Calyptomera
Familia Bosminidae
Bosmina sp.

Orden Ciliado
Vorticella sp
Individuos NI
Protozoo Tecado
Diffugia sp
Individuos NI
Familia Daphnidae
Daphnia sp.
Familia Moinidae
Moina sp.
Orden Copepoda
Suborden Calanoida
Familia: Diaptomidae
Individuos NI
Copepoditos
Suborden Cyclopoida
Familia Cyclopoide
Individuos NI
Larvas Nauplii
Phylum Protozoa

Bibliografía.

- APHA, American Public Health Association, 1992. Standard Methods for the examination of water and wastewaters, Washington DC, 1193 pp.
- Beron, L. 1990. Features of the limnological behavior of Salto Grande´s reservoir (Argentina-Uruguay). Ecological. Modelling. 52: 87:102.
- Bordet, F. 2003. Estudio del comportamiento estacional de Cianofitas, como agente biológico, para la detección de la calidad del agua en el Embalse de Salto Grande (Entre Ríos, Argentina). Tesis de grado. Santa fe. Argentina.

- Chalar, G., De León, L.; de León R.; Fabián, D. & Gorga, J. 1993. Evaluación de la eutrofización del Embalse de Salto Grande. Análisis de las relaciones entre los parámetros físico-químicos y biológicos. Universidad de la Republica-Comisión Técnica Mixta de Salto Grande. Montevideo, 125p.
- Chalar, G., L. De León, E. Brugnoli, J. Clemente & M. Paradiso (2002a). Antecedentes y nuevos aportes al conocimiento de la estructura y dinámica del Embalse Salto Grande. En: El agua en Iberoamérica: de la Limnología a la Gestión en Sudamérica. A. Fernandez-Cirelli and G. Chalar (Eds.) Buenos Aires, CYTED Aprovechamiento y Gestión de los Recursos Hídricos: 123- 142.
- Conde, D., Gorga, J., De León, R., Clemente, J. 1996. Evaluación de la Eutrofización en el Embalse de Salto Grande. Convenio C.T.M/Salto Grande-Facultad Ciencias/Secc. Limnología. Informe Final. Montevideo.
- De León, L. 2000. Características de la comunidad fitoplactonica de un embalse subtropical: Salto Grande (Uruguay-Argentina). Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. Escuela de Graduados. Concepción, Universidad de Concepción.
- De León, L. & G. Chalar (2003). **Abundancia y diversidad del fitoplancton en el Embalse de Salto Grande (Argentina – Uruguay). Ciclo estacional y distribución espacial.** *Limnetica* 22: 103-113.
- DEyMA-CTM-SG; 1986. Dpto. Ecología. Calidad de Aguas: Caracterización Limnológica del Embalse de Salto Grande. Mayo 1982-Mayo 1985.
- AEcol-CTM-SG; 2009. Monitoreo Emergencia de Floración de Cianofitas: Áreas recreativas Embalse de Salto Grande. Informe Período 2007-2009. Área Ecología, Comisión Técnica Mixta de Salto Grande.
- Hasle, F, 1978. Counting phytoplankton. En: *Phytoplankton Manual. Monographs in Oceanographic Methodology*. Sournia, A. (ed.). UNESCO, 6: 88 - 96.
- Kalff, J. (2002). *Limnology*. New Jersey, Prentice-Hall: 592pp.
- Quirós R, 2004. Cianobacterias en lagos y embalses de Argentina: década del 80, Argentina.
- Quirós, R. y Luchini, L. 1982. Características Limnológicas del Embalse de Salto Grande, III: Fitoplancton y su Relación con Parámetros Ambientales. I.N.I.D.E.P. Rev.Asoc.Cienc. Nat.Litoral 13: 49-66.
- Utermöhl, M., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik, MIH. Verh. int. Ver. Limnol., 9:1-38.
- Sivonen and Jones, 1999 K. Sivonen and G. Jones, Cyanobacterial toxins In: I. Chorus and J.Bartram, Editors, *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public Health consequences, monitoring and management*, E&FN Spon, London (1999), pp. 41–111.

Evaluación de la actividad reproductiva de los peces en Salto Grande mediante el monitoreo de [REDACTED] as.

Daniel Cataldo / Estéban Paolucci

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" (MACN), Buenos Aires, Argentina
Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Pabellón 2, Ciudad Universitaria de Núñez, 1428 Buenos Aires, Argentina

La fauna íctica del río Uruguay, conjuntamente con los demás ríos de la Cuenca del Plata, representa una invaluable reserva de biodiversidad que constituye uno de los patrimonios naturales más relevantes de América. En sus aguas habitan más de 150 especies, gran parte de las cuales presentan alto valor comercial y deportivo como el dorado (*Salminus maxillosus*), el pacú (*Piaractus mesopotamicus*), la boga (*Leporinus obtusidens*) y el sábalo (*Prochilodus lineatus*), la tararira (*Hoplias malabaricus*), el pati (*Luciopimelodus pati*), y los surubies (*Pseudoplatystoma coruscan* *Pseudoplatystoma faciatum*), entre otras (Ringuelet, 1975; Menni 2004).

Uno de los principales problemas que se les plantea a las especies de peces de río a la hora de reproducirse es el riesgo de que su progenie no alcance la talla y madurez suficiente que le permita nadar y remontar el río antes que la corriente lo arrastre hasta el mar. La estrategia evolutiva que permite salvar esta dificultad consiste básicamente en el establecimiento de áreas separadas para las funciones de desove (donde los adultos liberan las gametas en el curso del río), de cría y alimentación. De esta manera los adultos se desplazan aguas arriba hacia las zonas de desove (denominada migración reproductiva), en donde se produce la liberación de una gran cantidad de huevos en aguas abiertas que posteriormente son arrastradas por la corriente aguas abajo hacia las zonas de cría y alimentación (Agostinho et al., 2001). Un número muy importante de especies presenta este comportamiento migratorio, además de las especies de interés económico y pesquero mencionadas anteriormente, existen otras con alto valor ecológico como bagre blanco (*Pimelodus albicans*), bagre amarillo (*Pimelodus maculatus*), bagre trompudo (*Iheringichthys labrosus*), armado común (*Pterodoras granulosus*), entre otros.

La alteración de la función de los ríos como corredores naturales es una de las vías principales de impacto que ha causado severos efectos sobre las poblaciones de peces migratorios (Dynesius & Nilsson, 1994), debido a que el ciclo de vida de estas especies está intrínsecamente ligado a factores ambientales como el ciclo hidrológico, la temperatura del agua, etc. Si el ciclo hidrológico de un río es modificado las condiciones ambientales que permiten a los peces migratorios madurar sexualmente y desovar pueden verse afectadas, y en consecuencia, los peces pueden no reproducirse (Welcomme, 1979, 1985 y 1989). Sin embargo, existen evidencias de que la regulación de un río puede provocar la fragmentación de las poblaciones que en él habitan (Dynesius & Nilsson, 1994) y entonces las especies podrían cumplir su ciclo vital aguas arriba y/o abajo de las represas. Sin embargo, ambos escenarios parecen disminuir las poblaciones de peces migradores del río (Humphries & Lake, 2000). Se han implementado diversas metodologías para la evaluación de los efectos de actividades antrópicas en general, y de las centrales hidroeléctricas en particular, sobre las poblaciones de peces migradores; estas comprenden: el estudio de la dinámica poblacional, el marcado y recaptura de peces, análisis del desarrollo gonadal, y la dinámica de los estadios de vida tempranos. Esta última, es una de las más recomendadas debido a que permite una determinación más precisa de las áreas de reproducción y de cría de estas especies (Humphries & Lake, 2000, Paolucci, 2002, Fuentes et al., 2003).

La represa de Salto Grande se encuentra ubicada dentro del corredor fluvial en el límite del tramo Medio e Inferior del río Uruguay constituyendo un obstáculo para los desplazamientos reproductivos de las especies migradoras. Estudios previos indican que la localización del embalse ejercería un efecto negativo sobre algunas especies de peces migradores (Chediak, et al., 1984; Espinach Ros & Ríos, 1997, Fuentes & Espinach Ros, 1998). Sin embargo, la escasez y discontinuidad temporal de los estudios realizados sobre estas poblaciones y la complejidad y multiplicidad de factores involucrados hace imprescindible la necesidad de desarrollar monitoreos a largo plazo.

El objetivo del proyecto es analizar la actividad reproductiva e identificar posibles zonas de reproducción y cría de las principales especies ícticas de interés comercial y deportivo en el área de la represa de Salto Grande, mediante el monitoreo de la densidad de estadios de desarrollo tempranos de las especies migradoras.

Metodología

Se realizaron muestreos semanales de ictioplancton entre diciembre de 2009 y noviembre de 2010 utilizando de una red de ictioplancton de malla de 300 m, en cinco estaciones de muestreo (Fig. 1). El primer punto de muestreo “Bella Unión” se encuentra ubicado en la entrada de embalse de Salto Grande próximo de la Ciudad de Bella Unión (ROU), su localización es estratégica ya que el material biológico colectado en este punto nos proporciona información sobre la actividad reproductiva de los peces aguas arriba del embalse. Los dos siguientes se sitúan dentro del Embalse: “Itapebí” localizado sobre uno de los brazos del embalse y “El” en el centro del embalse próximo a la presa. Mientras que, los dos restantes fueron localizados aguas abajo de la central Hidroeléctrica, “Río Dayman” situado sobre el río homónimo próximo a su desembocadura en el Río Uruguay y por último “Puerto Yeruá” sobre el río Uruguay distante aproximadamente unos 50 km. de la presa.

En el laboratorio las muestras fueron procesadas bajo microscopio estereoscópico con un aumento de aproximadamente 12x. Para la identificación de algunas de las especies se usaron series de desarrollo obtenidas mediante cría en laboratorio, bibliografía publicada (Nakatani et al., 2001), como así también descripciones inéditas (Saltzman, 1993; Fuentes y Espinach Ros, 1998). En especial para *P. lineatus* se utilizó la descripción de Muñiz Saavedra, publicada en Sverlij et al (1993).

Los estadios de desarrollo temprano se clasificaron integrando dos tipos de clasificación, la descripta por Hardy et al (1978) y otra descripta por Snyder (1983). La primera se basa mayormente en el tipo de alimentación de los ejemplares tomando como etapas del desarrollo las larvas viteladas, larvas sin vitelo y prejuveniles. La segunda clasificación se basa, mayormente, en la morfología de las aletas y su desarrollo hasta alcanzar la dotación completa de radios del juvenil; establece tres etapas: protolarva, mesolarva y metalarva. Denomina como protolarvas a aquellos ejemplares que carecen de radios en todas las aletas, como mesolarvas cuando presentan al menos algún radio en alguna de las aletas impares (dorsal y caudal) y como metalarva cuando poseen radios en todas las aletas. En las figuras 2 a 5 se muestran algunas imágenes de huevos y larvas de peces capturados durante los muestreos.

Resultados y discusión

Se colectaron, durante 22 semanas de muestreo, un total de 1365 larvas de peces (Tabla 1), de las cuales el 44.09% (n= 601) fueron capturadas en “Bella Unión”, el 43.85% (n=599) en “Puerto Yeruá”, el 4.76% (n=65) en el “centro del lago” (estación El), el 3.67% (n=50) en “Río Dayman” y el 3.52% en “Itapebí” (n=48) (Fig. 6).

Las mayores densidades de larvas de peces en la columna de agua fueron observadas en la entrada del embalse, alcanzando un valor medio en la estación “Bella Unión” de 1.58 larvas por metro cúbico de agua y máximos de entre 4 y 5.6 larvas m^{-3} para el mes de enero. Seguidas, en orden de magnitud, por la estación “Puerto Yeruá”, aguas abajo del embalse sobre el río Uruguay, con una densidad promedio de 1.41 larvas por cada metro cúbico de agua, y máximos de 13.5 y 6.7 larvas m^{-3} para la 2^{da} y 3^{er} semana de diciembre respectivamente (Fig. 7). Mientras que las estaciones situadas dentro del embalse registraron valores densidades medias significativamente menores, de 0.13 y 0.19 en las estaciones “Itapebí” y “El” (centro del lago) respectivamente (análisis de ANOVA $p=0.000$). Por último, las densidades promedio de larvas en la estación “Río Damián” (0.14 larvas por metro cúbico) también fueron significativamente menores a las localizadas sobre el río Uruguay aguas arriba y abajo del embalse (ANOVA $p=0.000$).

En Puerto Yeruá, las mayores densidades de larvas y huevos de peces se encuentra asociada con el aumento del nivel hidrométrico del río (Fig. 7). El efecto del nivel hidrométrico sobre la reproducción de peces migradores en la Cuenca del Plata ya ha sido descrito anteriormente por diversos autores (Oldani, 1990; Fuentes & Espinach Ros, 1998; Paolucci 2002). Sin embargo, si bien las altas densidades de estadios tempranos de desarrollo registrados durante los meses de diciembre y enero del 2009 en la estación Bella Unión coinciden con el modelo general, las altas densidades de huevos y larvas de peces entre octubre y noviembre del 2010

ocurren durante un periodo de aguas más bajas. Este comportamiento de las poblaciones de peces que se reproducen en la cabecera del embalse podría deberse a que los mismos además del nivel del río, estén fuertemente influenciados por la dinámica del agua dentro del embalse (Fig. 7).

De los sitios analizados, solo dos de ellos, Bella Unión y Puerto Yerúa, presentan proporciones de huevos y larvas con vitelo considerablemente abundantes (Figs. 6 y 7)

En Bella Unión los huevos de peces representan el 14.6 % del total de estadios de desarrollo de peces capturados, alcanzando densidades de hasta 0.85 huevos m^{-3} , mientras que en Puerto Yerúa el porcentaje de huevos respecto del total fue de 5.18%. Si bien la densidad máxima en este último sitio de 0.57 huevos m^{-3} , es considerablemente inferior a la registrada en Bella Unión, exceptuando el mes de marzo, la presencia de huevos de peces en ambos sitios se extiende prácticamente durante todo el periodo reproductivo (Fig. 7).

Respecto de las restantes estaciones de muestreo, en Itapebí se colectó un único huevo a comienzos del mes de enero (Fig. 7), mientras que en El y río Daimán no se registran colectas durante el periodo monitoreado.

Por otro lado, entre los únicos dos sitios que presentan abundancias y proporciones de huevos y larvas con vitelo compatibles potencialmente con zonas de reproducción se observan algunas diferencias en su distribución temporal. En Bella Unión la mayor abundancia de estadios muy tempranos de desarrollo, como huevos y larvas viteladas de peces, se encuentra distribuidos temporalmente entre fines del mes de diciembre de 2009 y mediados de enero de 2010, y retoma con marcado vigor a comienzos del ciclo reproductivo entre los meses de octubre y noviembre en coincidencia con los valores máximos de densidad (Fig 7). Mientras que la ocurrencia de estos mismos estadios en la estación Puerto Yerúa parecería estar algo desfasada de la anterior estación situándose entre diciembre y febrero.

El análisis del ciclo reproductivo anual indica la existencia de eventos reproductivos de peces independientes tanto aguas arriba como abajo el embalse y la presa (Fig. 6). Por un lado, la alta abundancia y proporción de huevos y larvas de peces en Bella Unión son indicativos de una zona potencial de reproducción aguas arriba del embalse. Dicha abundancia disminuye notablemente en el área del embalse, en la cual se encontraron mayormente protolarvas de mayor grado de desarrollo que el visto aguas arriba en la estación de Bella Unión. Por otro lado la presencia de huevos y larvas viteladas de peces en la estación Puerto Yerúa no puede ser explicada por la transferencia de estadios tempranos de desarrollo desde el embalse, donde prácticamente no fueron registrados dichos estadios. Más aun, la mayor proporción de estadios en las estaciones Itapebí y centro del lago (estación El) corresponden a larvas no viteladas, es decir de mayor grado de desarrollo que lo registrado río abajo del embalse. Si se tratara de un único evento reproductivo con una zona de reproducción localizada aguas arriba del embalse, no es de esperar una alta proporción de estadios tempranos de desarrollo aguas abajo de la presa, ni tampoco la discontinuidad de estos con lo observado en el embalse, con lo cuál los datos parecen indicar la existencia de dos eventos reproductivos distintos.

La actividad reproductiva aguas abajo de la presa parecería, al menos durante el período monitoreado, desarrollarse fundamentalmente en el canal principal del río Uruguay y en menor medida sobre cursos menores como por ejemplo el río Damián (Fig. 7).

Este patrón en las densidades y estadio de desarrollo de las larvas se repitió en algunas de las más importantes y abundantes especies de peces migratorios encontrados en la zona de la represa, tal es el caso de las larvas de sábalo, Flia. Anostomidae (bogas), surubí y Pimelodinos en general (Figs. 8 a 11). En estos se observa una disminución de las densidades registradas en el embalse en comparación con las halladas aguas arriba, llegando incluso a valores nulos para las larvas de boga y Surubí. Otros grupos como las larvas de Caraciformes y de Doradidae, aunque corresponden a grupos más heterogéneos, siguieron un patrón similar en cuanto a registrar valores nulos o cercanos a cero en las estaciones localizadas dentro del embalse durante prácticamente todo el periodo del muestreo (Figs. 12 y 13).

Aguas abajo del embalse se observó, no solo un aumento de las densidades de larvas de especies migratorias, sino una mayor presencia de larvas recién eclosionadas y viteladas para estas especies. Estas diferencias aguas abajo de la represa fue más marcada en las especies más abundantes como el sábalo o las bogas (Figs. 8 y 11; sábalo y boga). En estas especies la presencia de larvas viteladas y recién eclosionadas, en conjunto con una abundante presencia de huevos de peces, sugiere la existencia de desoves aguas abajo de la represa. En particular para el sábalo, esto es coherente con lo señalado en un estudio previo (Paolucci 2002) en el cual se complementó el análisis del desarrollo con la determinación de edad de las larvas por lectura de micro-incrementos diarios en otolitos.

Una notable excepción a este patrón de reproducción fue observada en las larvas de especies de linaje marino como el lenguado, la corvina y la anchoíta (Fig. 14). Estas especies fueron observadas en mayor proporción en la zona del embalse en comparación con lo hallado aguas arriba y abajo del mismo, particularmente durante el mes de diciembre. Este patrón en el ictioplancton es coherente con lo registrado en peces adultos los cuales aumentaron su presencia relativa luego del cierre de la represa (Menni 2004).

La dominancia de las especies con linaje marino y la merma de las especies migradoras de río en las estaciones de muestreo localizadas en el embalse parecen corroborar la hipótesis de la existencia de dos eventos reproductivos distintos localizados aguas arriba y abajo del embalse. El evento reproductivo localizado aguas abajo de la presa, generado por las especies migradoras que remontan el río Uruguay provenientes de la baja cuenca y del Río de la Plata, se encuentra bien documentado en la literatura por distintos autores (Bonetto et al., 1971; Espinach Ros, 1999; Espinach Ros y Ríos, 1997; Espinach Ros et al., 1998; Paolucci 2002). Estudios de marcado y recaptura de peces indican que ejemplares de especies migradoras como el sábalo y la boga marcados en la baja cuenca del Río Uruguay realizan movimientos ascendentes por este río. Mientras que el segundo evento reproductivo, localizado aguas arriba del embalse, podría provenir presumiblemente de ejemplares localizados dentro del embalse y que realizarían desplazamientos ascendentes por el mismo. Si bien estos últimos recorren una distancia considerablemente menor que aquellos localizados aguas abajo, a juzgar por los resultados obtenidos en el presente estudio, alcanzan un volumen de puestas semejante o aún levemente superior que aguas abajo.

Si bien las conclusiones a las que podemos arribar sobre la base del periodo de tiempo monitoreado son preliminares, nuestros resultados sugieren la existencia de dos áreas de desove independientes aguas arriba y abajo del embalse de Salto Grande. De esta manera las especies migradoras parecen haber logrado completar su ciclo reproductivo tanto en el tramo Inferior como Medio del río Uruguay, alcanzando un nuevo punto de equilibrio en un hábitat fragmentado por la presencia de la represa. Sin embargo, dado que este estudio no contempla las variaciones interanuales de las variables fisicoquímicas y biológicas de un sistema tan complejo, como la Cuenca del Plata en general y el río Uruguay en particular, debería ser complementado con la prosecución de este tipo de estudios durante al menos dos periodos reproductivos más.

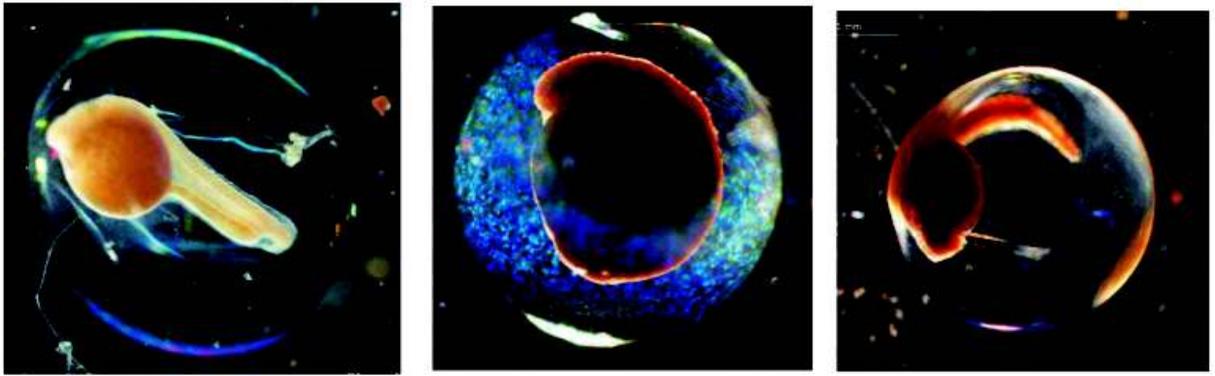
Bibliografía

- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & M. Zalewski, 2001. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. *Ecology & Hydrobiology* (1-2):209-217.
- Bonetto A.A., Pignallberti C., Cordiviola de Yuan E.Y Oliveros O., 1971. Informaciones complementarias sobre migraciones de peces en la Cuenca del Plata. *Phycis* (1):81 Pág. 505-520.
- Chediak G., G. Fabiano, Z. Varela, R. Delfino & R. Quiros, 1984. Metodología de muestreo y estimación de abundancia relativa de peces en el embalse de Salto Grande. En: Vila y Fagetti (ed.), Taller Internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses, F.A.O., Roma.
- Dynesius, M. & C. Nilsson, 1994. Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern Third of the World. *Science* 266:753-762.
- Espinach Ros, A. & C. Ríos 1997. Conservación de la fauna íctica en el Embalse de Salto Grande. Publicación conjunta Comisión Administradora del Río Uruguay-Comisión Técnica Mixta de Salto Grande. Julio, 1997.
- Espinach Ros, A., S. Sverlij, F. Amestoy & M. Spinetti 1998. Migration pattern of the sábalo *Prochilodus lineatus* (Pisces, Prochilodontidae) tagged in the lower Uruguay River. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26, 2234-2236.

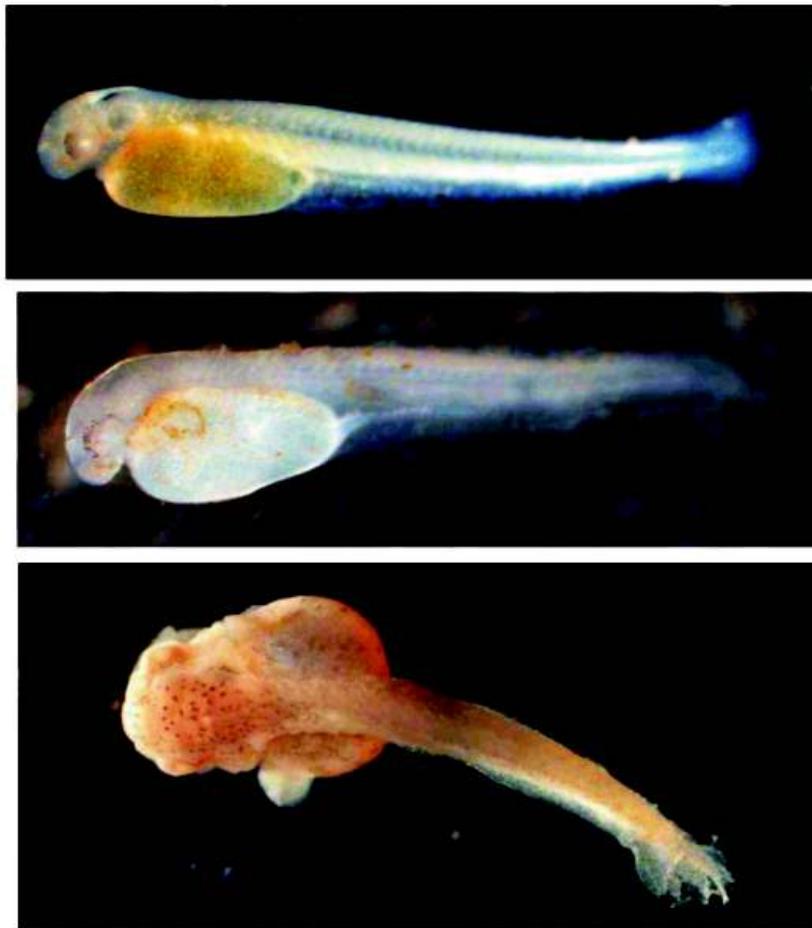
- Espinach Ros A., 1999. La ictiofauna del río Uruguay. Primeras Jornadas sobre Conservación de la fauna íctica en el río Uruguay. Paysandú 22-23 de noviembre de 1999.
- Fuentes, C. M. & A. Espinach Ros, 1998. Variación de la actividad reproductiva del sábalo, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847), estimada por el flujo de larvas en el río Paraná Inferior. *Natura Neotropicalis* 29:25-32.
- Fuentes, C. M., Brow, D. & E. M. Paolucci. 2003. Informe Técnico N° 80/03: "Reproducción del sábalo (*Prochilodus lineatus*-Valenciennes, 1847) y otras especies de interés comercial y deportivo en el río Uruguay inferior, estimada por la abundancia de estadios larvales en la deriva." INIDEP.
- Hardy, J. D., Jr. (1978). Development of fishes of the mid-Atlantic Bight: an atlas of egg, larval and juvenile stages. U.S. Dept Interior Fish. Wildl. Serv.. Biol. Serv. Program 2: 1-458
- Humphries, P. & P. S. Lake, 2000. Fish Larvae and Management of Regulated Rivers. *Regulated Rivers Research & Management* 16:421-432.
- Menni RC, 2004. Peces y ambientes en la Argentina continental. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales. 5: 1-316.
- Nakatani, K., A. A. Agostinho, G. Baumgartner, A. Bialetzki, P. V. Sanches, M. C. Makrakis & C. S. Pavanelli, 2001. Ovos e larvas de peixes de agua doce: desenvolvimento e manual de identificação. Maringá: Eduem.
- Oldani N, 1990. Variaciones de la abundancia de peces del valle del río Paraná. *Rev d'Hydrobiol tropic* 23:67-76.
- Paolucci, E. M., 2002. Actividad reproductiva de sábalo *Prochilodus lineatus* y otras especies de interés comercial y deportivo en el río Uruguay Inferior, estimada por la abundancia de estadios larvales en la deriva. Tesis de licenciatura, Universidad de Buenos Aires, diciembre del 2002, 74 páginas.
- Ringuelet, R. A., 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2: 1-122.
- Saltzmann, C. (inédito). Informe final de beca de Perfeccionamiento. Comisión de Investigación Científica de la Provincia de Buenos Aires. La Plata, 1993.
- Snyder, D. E. (1983). Fish eggs and larvae. Pages 165-197 in L. Nielsen and D. Johnson, editors. *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Sverlij SB, A Espinach Ros & Orti G, 1993. Sinopsis de los datos biológicos y pesqueros del sábalo *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847). *FAO Sinopsis sobre la Pesca*, No. 154. Roma, FAO. 64 pp.
- Welcomme R. L., R. A. Ryder & J. A. Sedell, 1989. Dynamics of fish assemblages on river systems-a synthesis. In: *Proc. Int. River Symp.*, D. P. Dodge ed.. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106: 569-577.
- Welcomme, R. L., 1985. *River Fisheries*. *FAO Fish. Tech. Pap.* No. 262. FAO, Rome.
- Welcomme, R. L., 1979. *Fisheries ecology of Floodplain Rivers*. Welcomme (ed.). Longman, London and N. Y.



Figura I.-Localización de las estaciones de muestreo: 1) Bella unión en la entrada del embalse, 2) Itapebí sobre uno de los brazos del embalse, 3) E1, en el centro del embalse próxima a la presa, 4) Río Daymán localizada sobre el río homónimo próxima a la desembocadura en el Río Uruguay, y 5) Puerto Yerúa aguas abajo del embalse sobre el río Uruguay.



A: Huevos de peces



B: Larvas viteladas

Figura 2. Huevos de peces (A) y Larvas viteladas (B) colectadas en las estaciones Bella Unión y Puerto Yeruá.

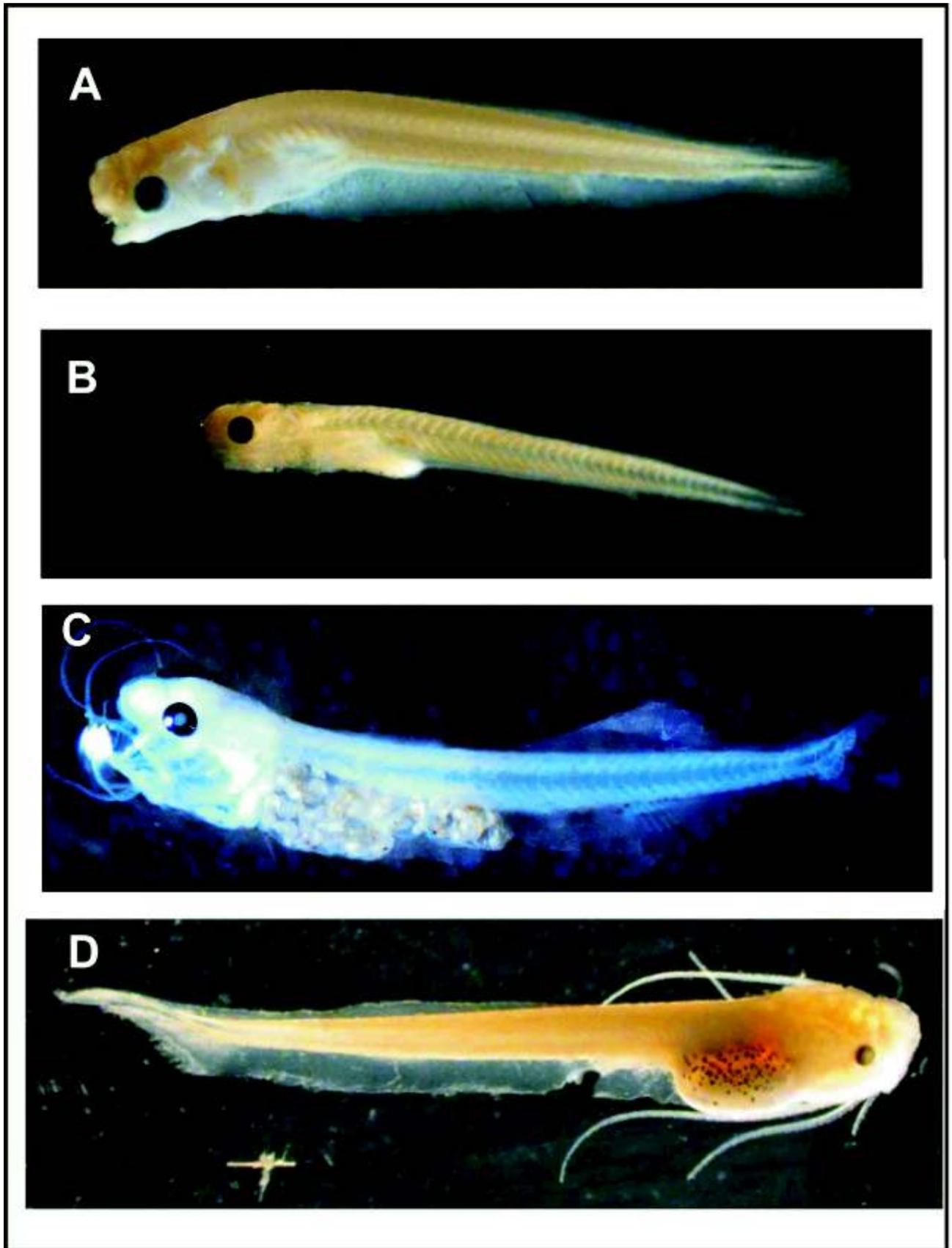


Figura 3. Larvas capturados durante los años 2009-2010 de sábalo (A), boga (B), bagre trompudo (C) y surubí (D).

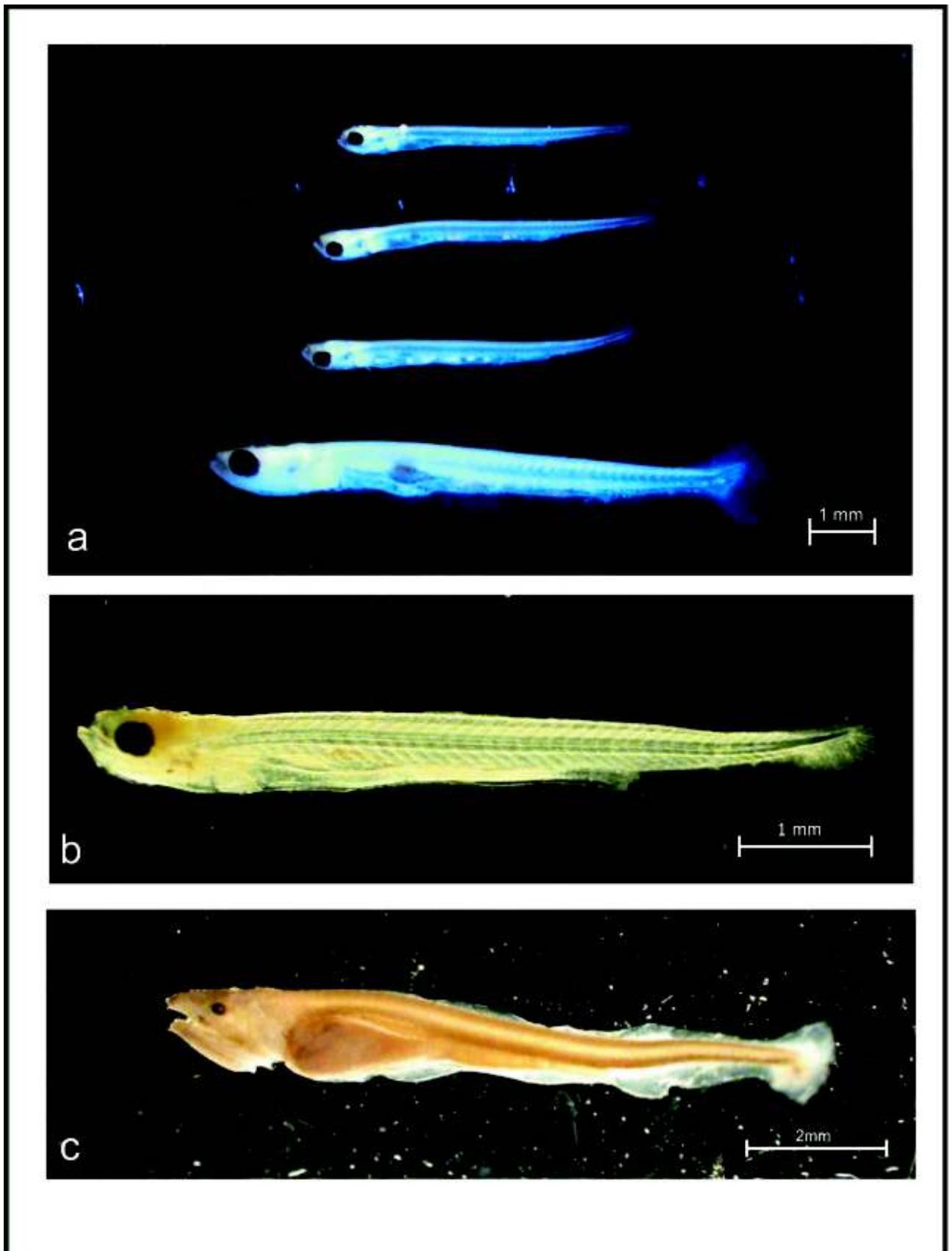


Figura 4. Larvas de Caraciformes capturados los años 2009-2010. Prolarvas (a) y mesolarvas de Virolo (b) y mesolarvas de Chafalote (c).

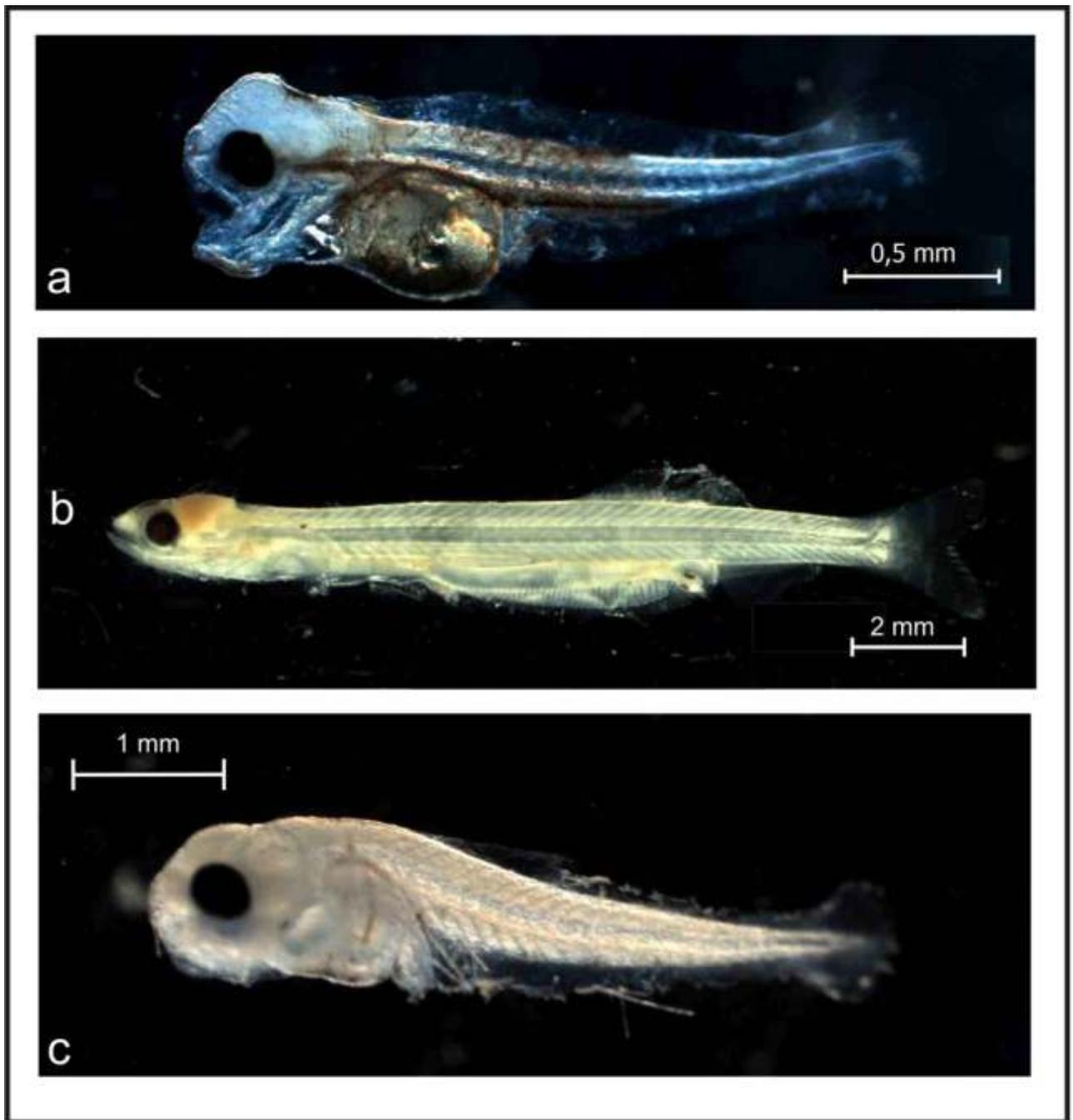


Figura 5. Larvas de peces de linaje marino capturadas durante los años 2009-2010, prolarva de lenguado (a), mesolarvas de anchoa de río (b) y corvina ©.

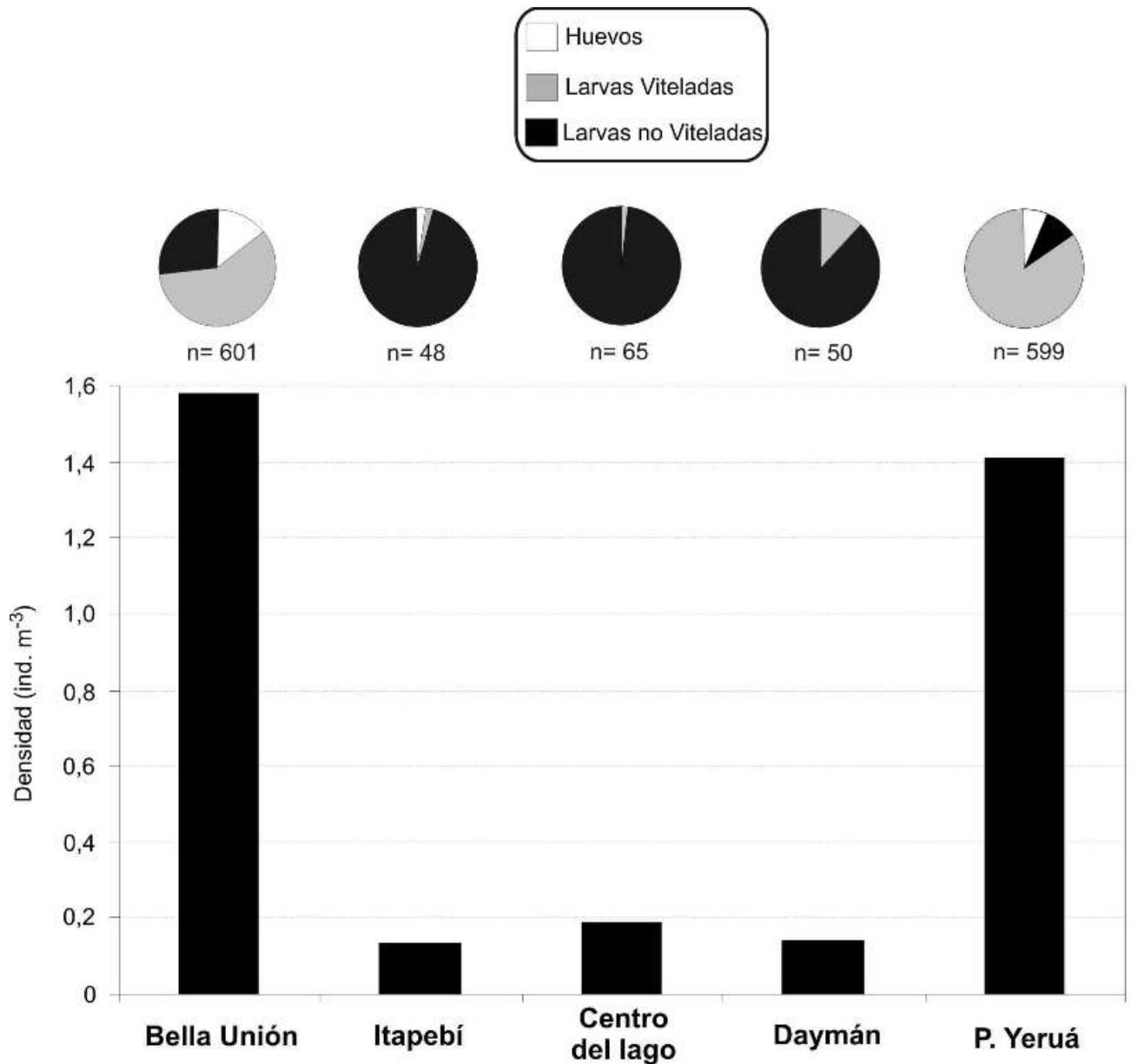


Figura 6. Densidades medias de larvas de peces en las estaciones Bella Unión, Itapebí, Centro del lago (EI), Río Daymán y Puerto Yeruá entre el 9 de diciembre de 2009 y 12 de noviembre de 2011. En la parte superior de los gráficos se indica en blanco la proporción de huevos de peces, en gris las larvas viteladas, y en negro las larvas no viteladas. Los números indican la cantidad total de larvas colectadas en cada estación.

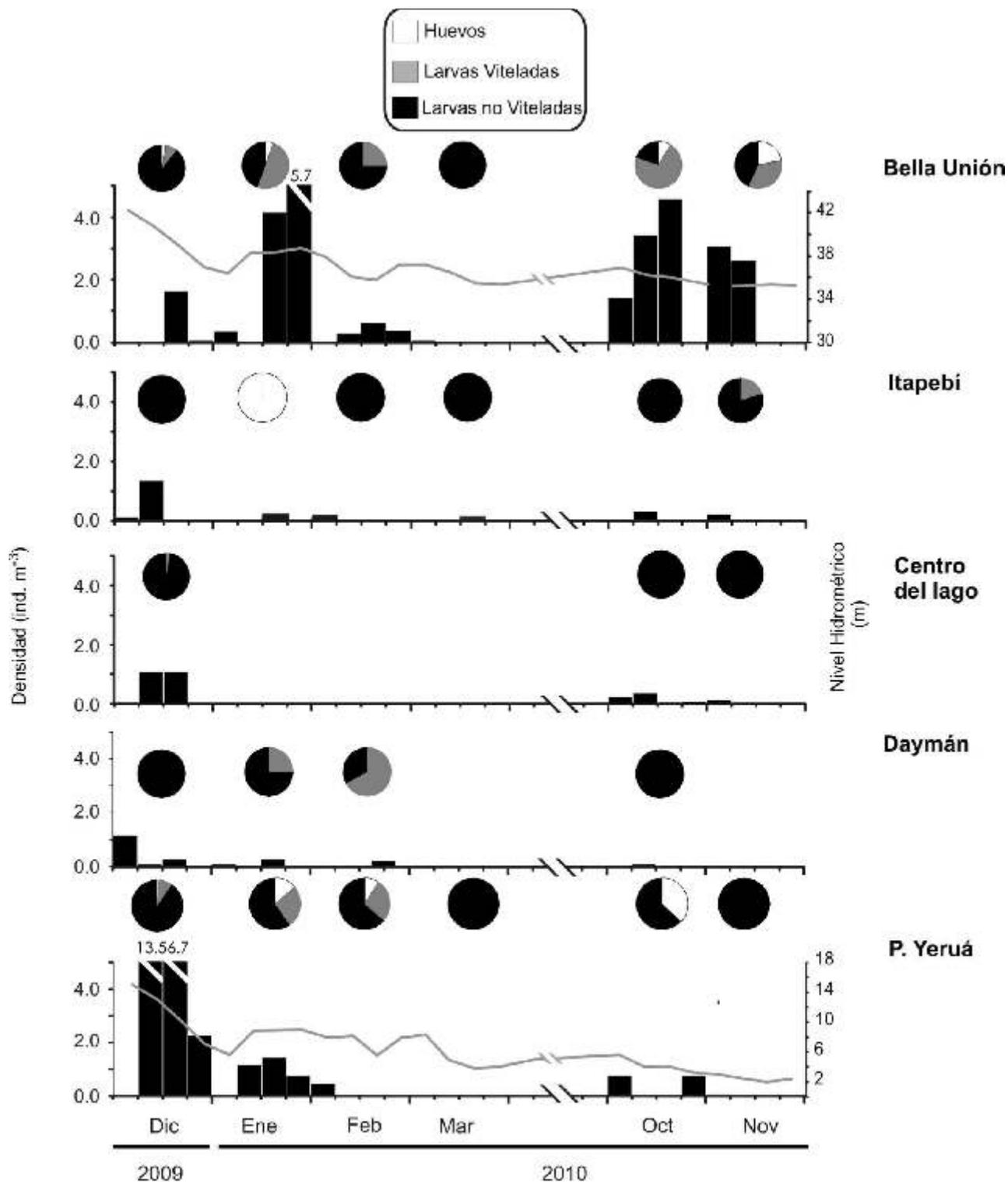


Figura 7. Variación temporal de la densidad semanal de larvas de peces (barras, eje izquierdo) y niveles hidrométricos (línea, eje derecho) en las estaciones de Bella Unión, Itapebí, Centro del lago (EI), Río Daymán y Puerto Yerúa entre el 9 de diciembre de 2009 y 12 de noviembre de 2011. En la parte superior de los gráficos se indica en blanco la proporción de huevos de peces, en gris las larvas viteladas, y en negro las larvas no viteladas. Los números indican la cantidad total de larvas colectadas en cada estación.

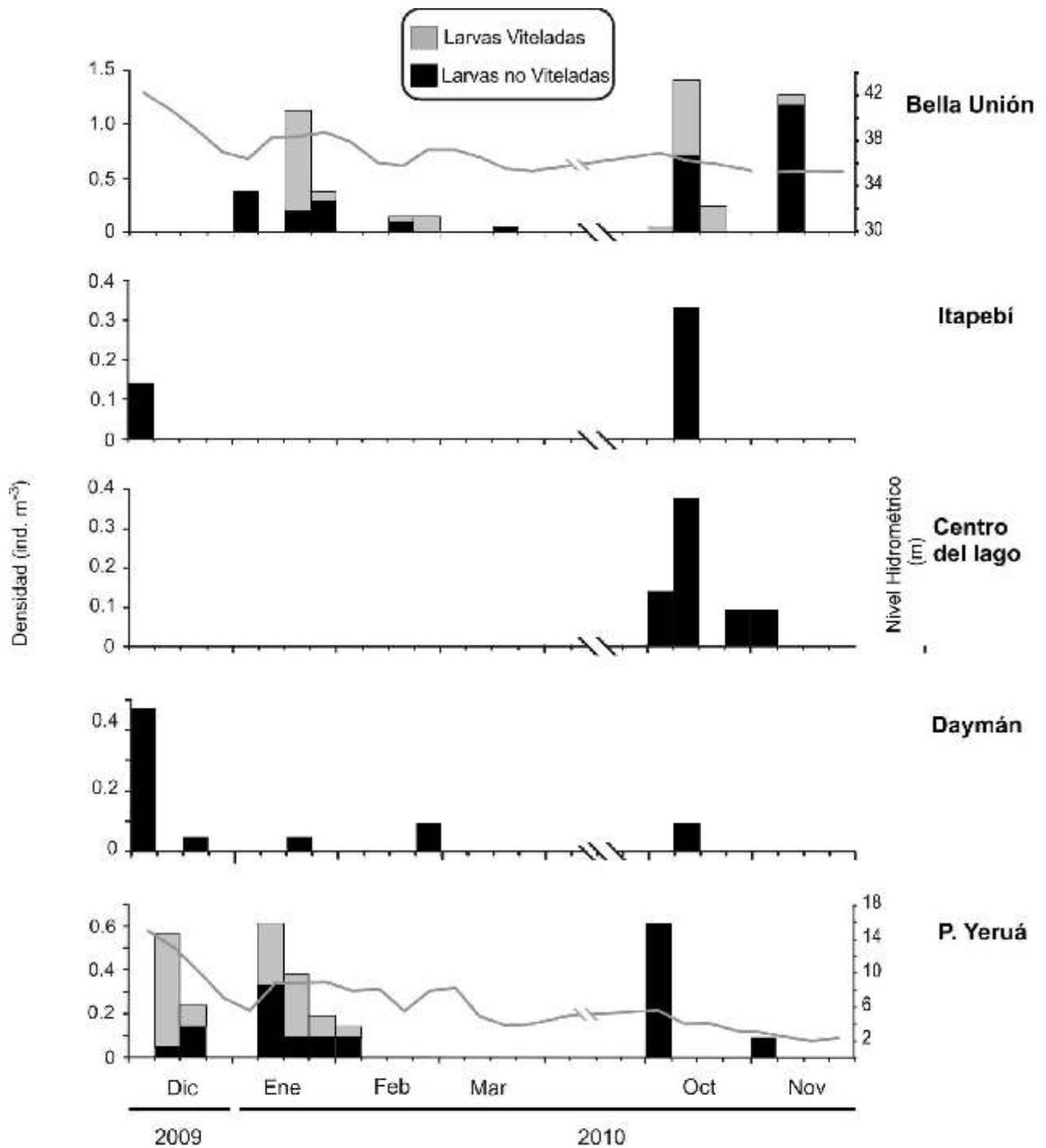


Figura 8. Variación temporal de la densidad semanal de larvas de sábalo *Prochilodus lineatus* (barras, eje izquierdo) y niveles hidrométricos (línea, eje derecho) en las estaciones de Bella Unión, Itapebí, Centro del lago (El), Río Daymán y Puerto Yeruá entre el 9 de diciembre de 2009 y 12 de noviembre de 2011.

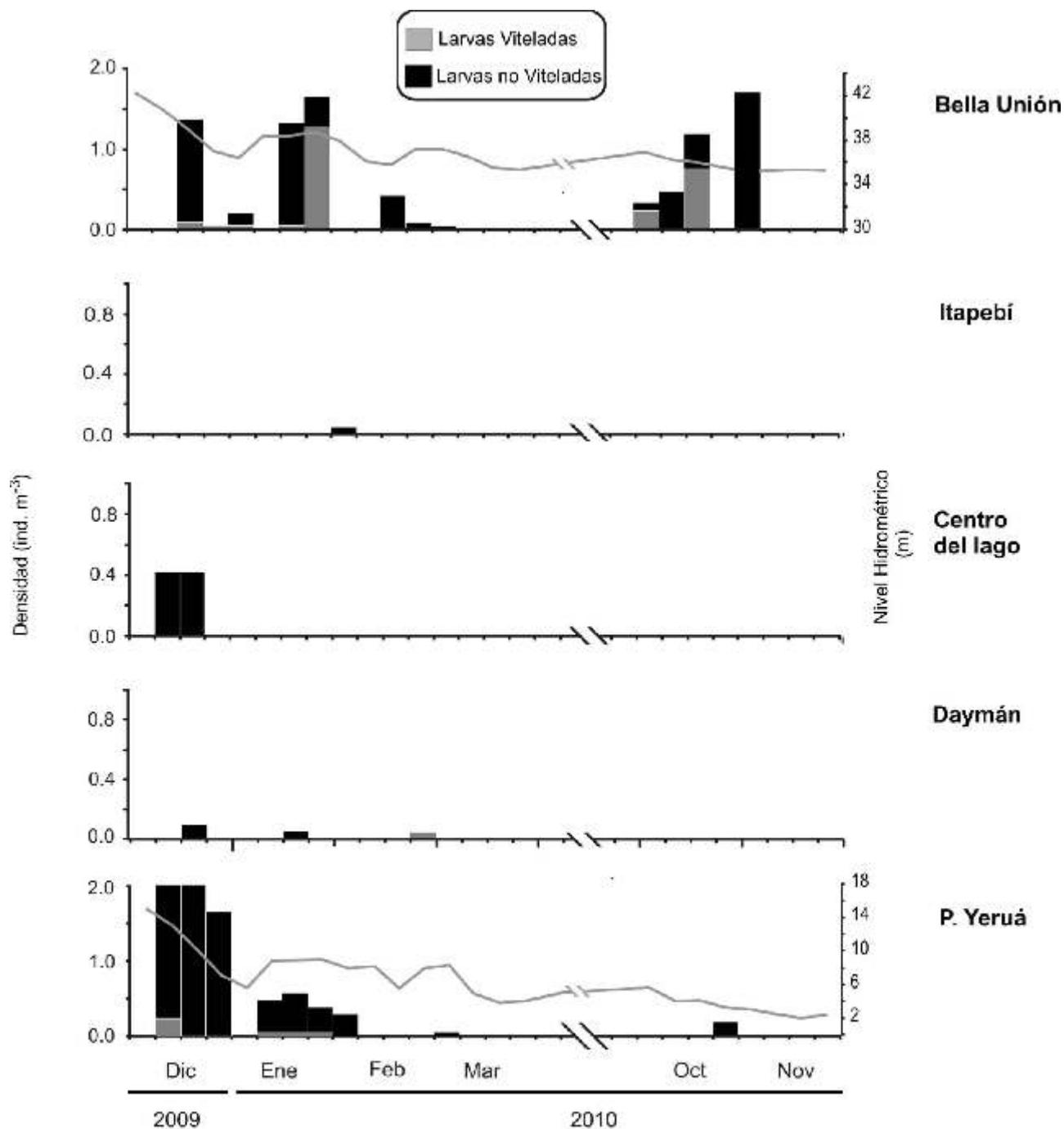


Figura 9. Variación temporal de la densidad semanal de larvas de Pimelodinos (barras, eje izquierdo) y niveles hidrométricos (línea, eje derecho) en las estaciones de Bella Unión, Itapebí, Centro del lago (EI), Río Daymán y Puerto Yerúa entre el 9 de diciembre de 2009 y 12 de noviembre de 2011.

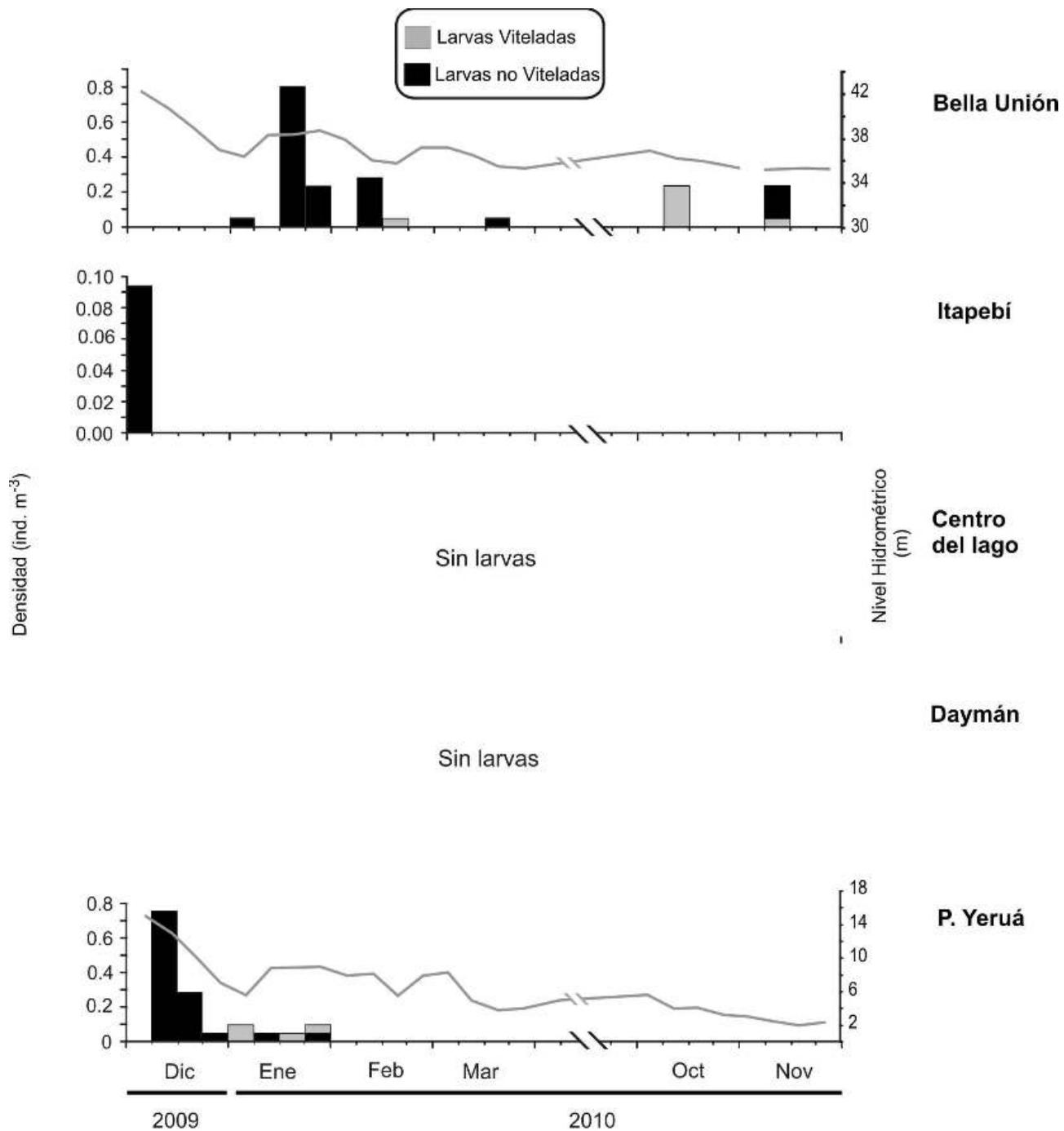


Figura 10. Variación temporal de la densidad semanal de larvas de surubí *Pseudoplatystoma sp.* (barras, eje izquierdo) y niveles hidrométricos (línea, eje derecho) en las estaciones de Bella Unión, Itapebí, Centro del lago (El), Río Daymán y Puerto Yeruá entre el 9 de diciembre de 2009 y 12 de noviembre de 2011.

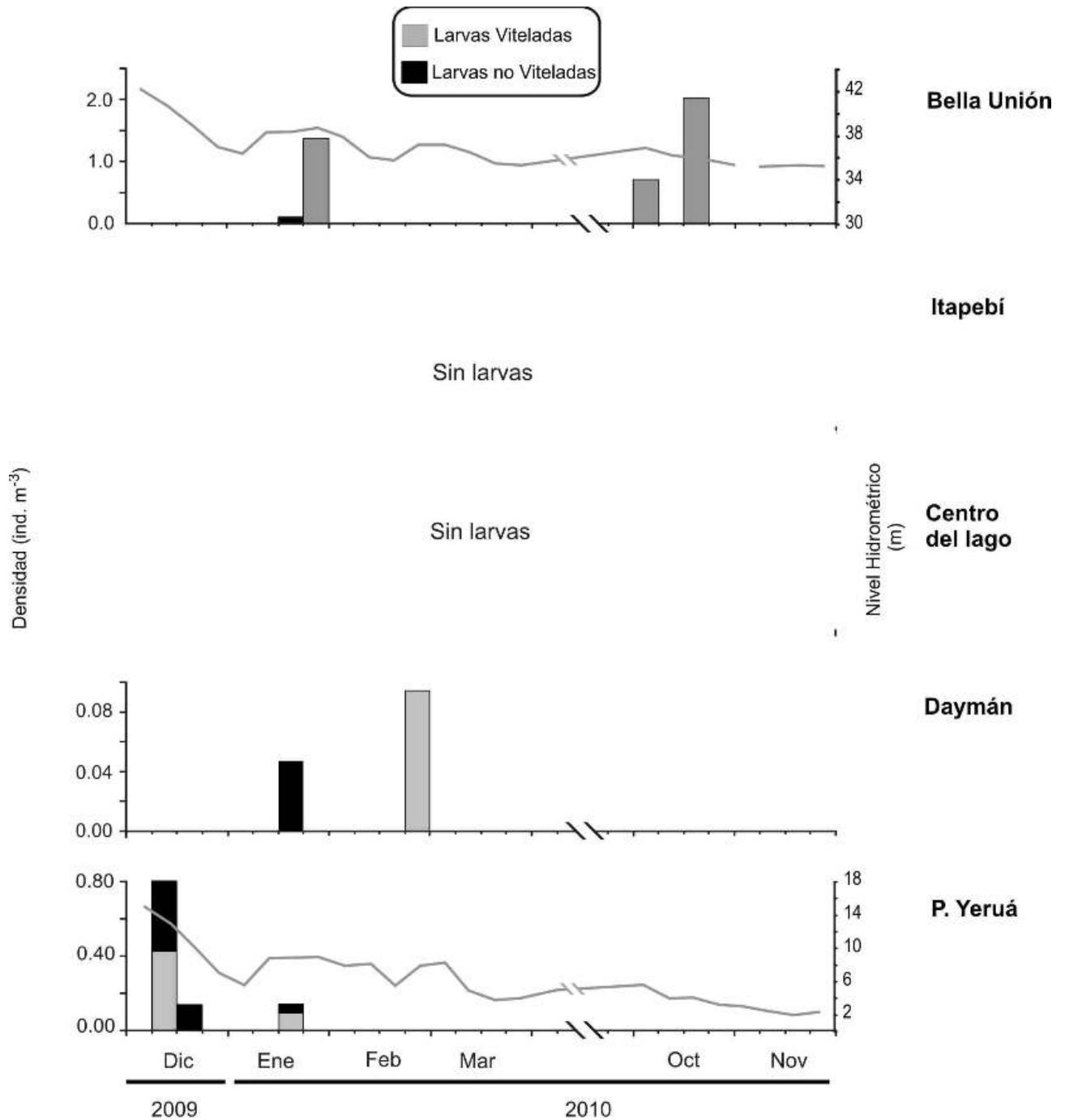


Figura II. Variación temporal de la densidad semanal de larvas de bogas *Familia Anostomidae* (barras, eje izquierdo) y niveles hidrométricos (línea, eje derecho) en las estaciones de Bella Unión, Itapebí, Centro del lago (El), Río Daymán y Puerto Yeruá entre el 9 de diciembre de 2009 y 12 de noviembre de 2011.

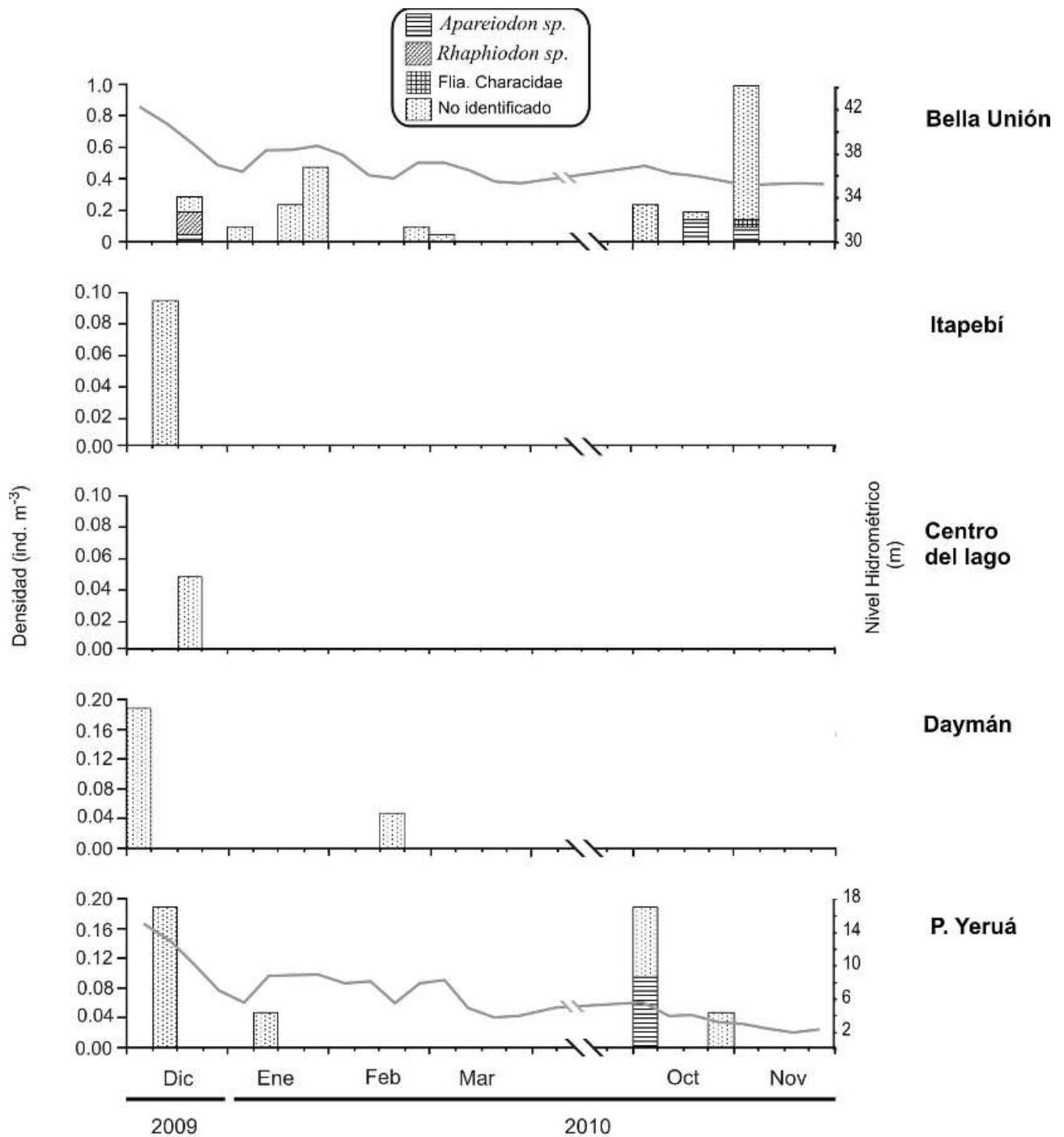


Figura 12. Variación temporal de la densidad semanal de larvas de virolito *Apareiodon sp.*, Chafalote *Rhapsiodon sp.*, Flia Characidae (Dientudo) y Caraciformes no identificados (barras, eje izquierdo) y niveles hidrométricos (línea, eje derecho) en las estaciones de Bella Unión, Itapebí, Centro del lago (EI), Río Daymán y Puerto Yeruá entre el 9 de diciembre de 2009 y 12 de noviembre de 2011.

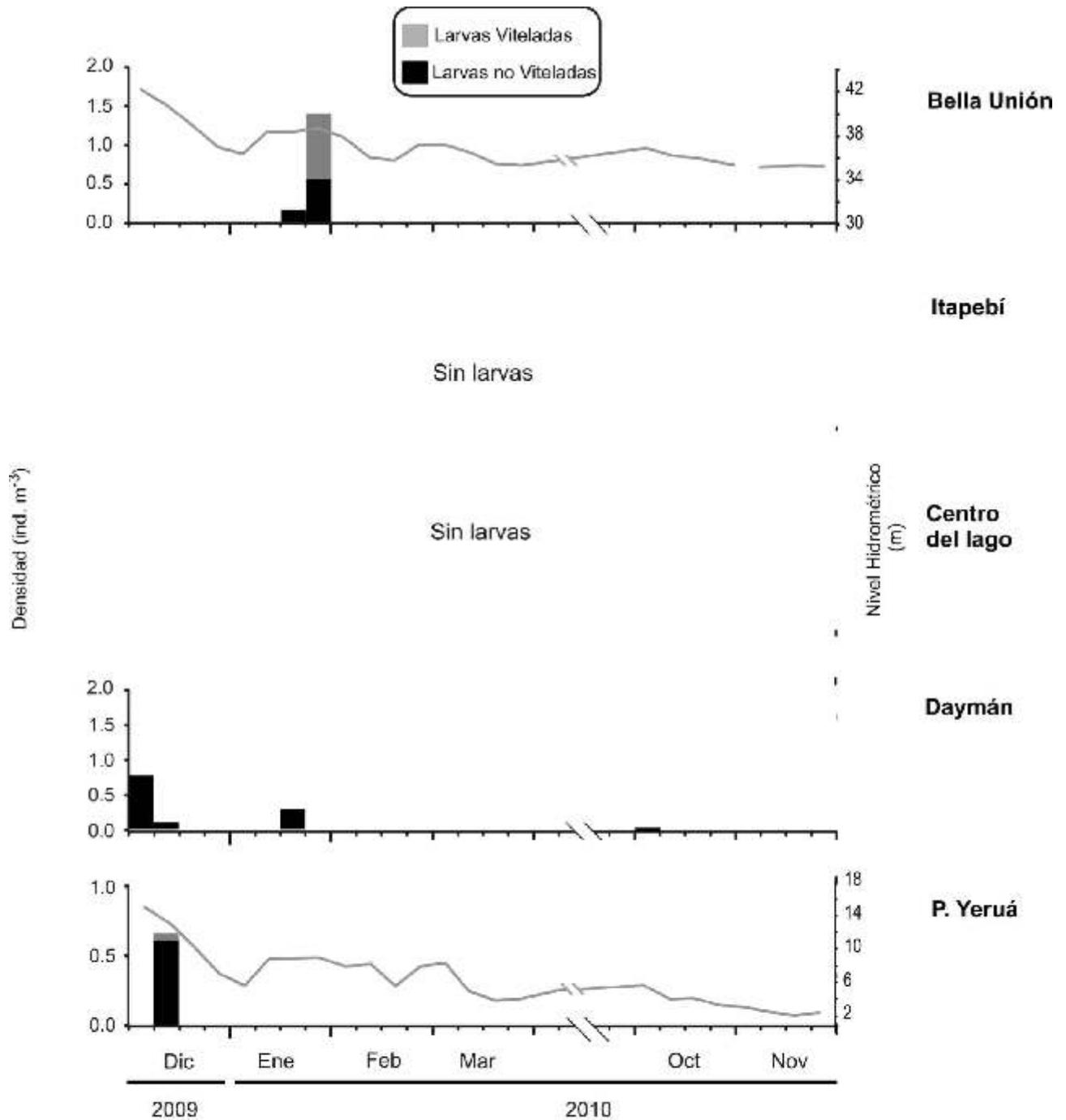


Figura 13. Variación temporal de la densidad semanal de larvas de armados Fam. Doradidae (barras, eje izquierdo) y niveles hidrométricos (línea, eje derecho) en las estaciones de Bella Unión, Itapebí, Centro del lago (El), Río Daymán y Puerto Yeruá entre el 9 de diciembre de 2009 y 12 de noviembre de 2011.

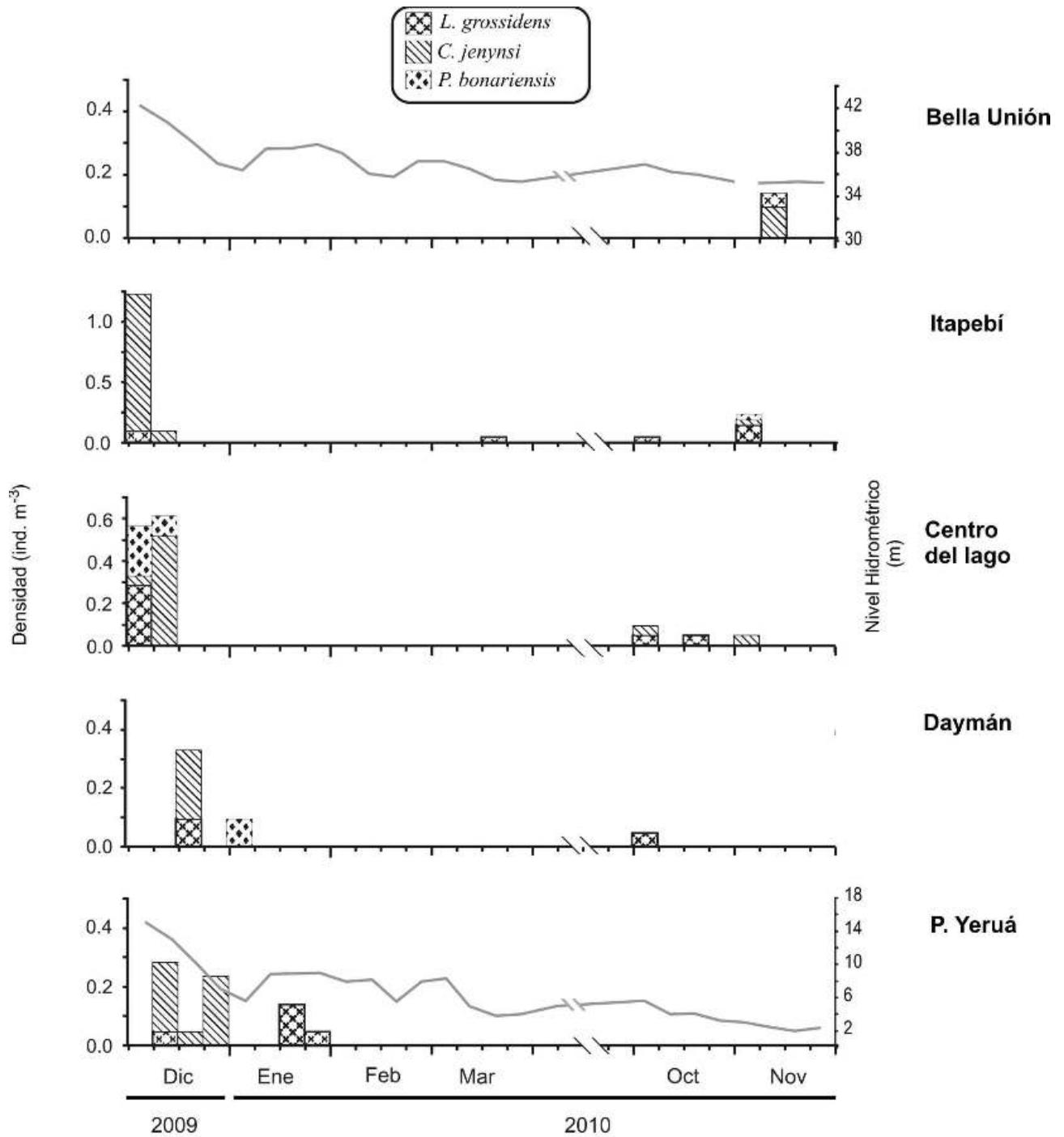


Figura 14. Variación temporal de la densidad semanal de larvas de linaje marino de las especies anchoa de río *L. grossidens*, lenguado *C. jenynsi*, y corvina *P. bonariensis* (barras, eje izquierdo) y niveles hidrométricos (línea, eje derecho) en las estaciones de Bella Unión, Itapebí, Centro del lago (EI), Río Daymán y Puerto Yeruá entre el 9 de diciembre de 2009 y 12 de noviembre de 2011.

Estudio sobre la presencia de Biocidas Organoclorados en peces para el embalse de Salto Grande

Valentin Leites, Jorge Santiago, Pedro Gancherov

Área de Gestión Ambiental, Gerencia de Ingeniería y Planeamiento, Comisión Técnica Mixta de Salto Grande.

Contacto: leitesv@saltogrande.org

El llenado del embalse de Salto Grande produjo el anegamiento de zonas agrícolas con la incorporación de insecticidas y herbicidas en el agua, compuestos empleados en los diversos cultivos de las márgenes y otros que por diferentes mecanismos han llegado al embalse Hunt & Bischoff (1960) citado por Edwards (1987).

Los primeros estudios desarrollados por la Comisión Técnica Mixta de Salto Grande, sobre el tema se basaron en la búsqueda de plaguicidas en la columna de agua cuyos resultados publicados en el año 1987 mostraron la presencia de compuestos organoclorados en concentraciones altas (Aldrin, Heptacloro, Lindano, Clordano, DDT, Malatión y Paratión) con una mayor carga en el curso principal que en brazos laterales (CTM-INTEC 1987). El carácter persistentes de varios de estos productos pusieron en riesgo la calidad del agua para los usos previstos donde por otra parte los niveles guías para Protección de vida Acuática (EPA Water Quality Criteria 1976) fueron superados en varias oportunidades. Se alertó en ese entonces sobre los riesgos de introducción de tóxicos en la cadena trófica.

Cambios ocurridos en las proporciones de áreas agrícolas en el perilago; restricciones en el uso de pesticidas así como la aplicación de compuestos menos persistentes podrían explicar la disminución y/o ausencia de registros posteriores de los mencionados plaguicidas en la columna de agua.

Considerando el carácter persistente de los compuestos registrados, a partir del año 1998 se comienza con la búsqueda de pesticidas en tejido de peces. La investigación de residuos de plaguicidas organoclorados así como la de microtóxicos en tejido de peces es importante dado que bioacumulan dichos compuestos y en determinadas condiciones pueden ser riesgosos para el consumo humano y la preservación de la vida silvestre (Nora Angelini & Graciela Seigneur 1992).

Existen escasos antecedentes sobre estudios de acumulación de biocidas en peces para la región; cabe citar la publicación de Argelini, N.; G. Seigneur (1992) donde se incluye muestras de sábalos del embalse; se destacan a nivel de la cuenca los desarrollados para el sábalo por Colombo et. al a nivel del Río de la Plata.

CARU publica un artículo donde menciona el relevamiento de especímenes del embalse y aguas abajo indicando valores por encima de lo que establece EPA para ejemplares de bogas, bagres y sábalos de la zona de Concordia.

(<http://www.caru.org.uy/evaluacionactitud.html>)

El trabajo que se presenta tiene como objetivo aportar al conocimiento sobre la presencia y niveles de contaminación en peces por plaguicidas organoclorados.

Metodología

Las muestras han sido obtenida en el embalse de Salto Grande y en Represa (Fig 1) seleccionando seis estaciones en base a sus antecedentes en los estudios de biocidas en agua y por su oferta de peces. Se comenzó con dos estaciones incorporando en forma progresiva las restantes. La frecuencia establecida ha sido de dos muestreos anuales por estación (otoño y primavera) acompañando los momentos de laboreos agrícolas.

Se realizaron dos noches de capturas en cada estación empleando redes agalleras de 40, 60, 70, 80, 90, 120 mm de distancia entrenado. Los ejemplares capturados fueron medidos y pesados registrando además datos de sexo, condición gonadal y contenido estomacal.

El total de las muestras se compuso por 16 especies incluyendo las de mayor interés ecológico y comercial (Tabla 1) de acuerdo a recomendaciones de seleccionar especies de varios estratos tróficos (Nora Angelini & Graciela Seigneur 1992).

Cada muestra se compuso de fracciones de músculo dorsal de 4 a 6 ejemplares generando un pool superior a los 50 gramos, envuelto en papel aluminio, lavado con hexano calidad plaguicida, congelado y luego

remitido a laboratorios especializado para su análisis. En la composición de cada muestra se seleccionaron ejemplares de tamaños similares.

Las muestras se procesaron en el INTEC de la Universidad Nacional del Litoral en Santa Fé.

La técnica empleada se basa en un procedimiento multiresiduos de última generación que proporciona muy buenos resultados (QuEChERS: Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe). Está validada para los límites de detección indicados en la tabla 2. La identificación y cuantificación se realiza por cromatografía gaseosa, con un equipo VARIAN 3400 provisto con columna Megabore DB-5 y detector de captura electrónica.

Se utilizan estándares certificados para la calibración de los equipos, la que se realiza antes de pasar por el cromatógrafo cada grupo de muestras.

Resultados y discusión

Se analizaron 185 muestras que representa en total unos 1000 ejemplares; en las figuras 2 y 3 se expresan porcentajes del aporte en muestras de cada estación y la composición porcentual de cada especie respectivamente y en la tabla 2 se agregan a las estaciones, detalles de los muestreos y muestras.

Se detectó residuos en el 11 % de las muestras registrando 6 plaguicidas organoclorados. Fueron analizadas 16 especies reportando contaminantes 7 de ellas .

Las estaciones estudiadas presentaron diferentes proporciones de especies con estos compuestos siendo solo comparables por frecuencias similares, Mocoretá y Mandiyú (Tabla 4).

Para margen uruguaya se remitieron 60 muestras de la estación Mandiyú incluyendo a 13 especies donde solo se encontraron plaguicidas en sábalos (*Prochilodus lineatus*). De la estación Yacuy se remitieron 5 muestras con un solo registro correspondiente a la especie Chafalote (*Raphiodon vulpinus*) un carnívoro de mediano porte (Fig 2).

Por margen argentina la estación Mocoretá ha sido relevada desde el año 1998, con 65 muestras remitidas y 9 registros y siempre ha sido el Endosulfán el biocida determinado salvo para una muestra del año 2000 donde aparece Endrin en Patí (*Luciopimelodus pati*).

Gualeguaycito con menos muestreos tiene un porcentaje relativo alto de muestras positivas y también es el endosulfán el biocida encontrado donde en 16 muestras 4 aparecen con residuos involucrando a 3 especies.

El Mandisoví con 31 muestras solo aparecen una con metabolitos de DDT, en muestras de pirañas (*Serrasalmus spilopleura*) y patí (*Luciopimelodus pati*).

Mocoretá y Gualeguaycito son las estaciones donde se dan más especies con plaguicidas (Tabla 3).

Si analizamos por especies salvo la boga (*Leporinus obtusidens*) que no ha presentado contaminantes, otras consideradas de interés comercial han reportado porcentajes similares en presencia de estos compuestos (Tabla 4).

Considerando especies por estación el patí ha registrado plaguicidas para 3 de las 6 estaciones y el sábalo en 4 de las 6 (Tabla 7).

El sábalo es la especie con mayor representación en las muestras y también es la que presenta mayor número de registros de biocidas aspecto que se corresponde con lo citado por Colombo (2011) sobre la capacidad de acumulación de contaminantes debido a la riqueza en grasa de sus tejidos.

Según C.A.Edwards hay evidencias de que los residuos organoclorados están influenciados por el contenido de lípido del pez; cuánto más lípido menos susceptibles son al pesticida. En todo caso si bien parece este autor afirmar lo contrario, se interpretaría que la acumulación de grasas como repuesta a la contaminación neutralizaría el efecto del contaminante sobre el pez.

El dorado (*Salminus brasiliensis*) en Mocoretá presenta porcentajes por encima de los valores medios por especie para cada estación.

De los 6 compuestos registrados 4 han sido encontrados en sábalos y 4 en dorado (Tabla 5).

La presencia de biocidas en ejemplares de especies de diferentes niveles tróficos refuerza la idea de que si bien la dieta resulta importante como vía de incorporación de contaminantes (Canadian tissue residue guidelines) también contribuyen otras fuentes como la difusión por agallas.

Siguiendo a Edwards los peces más grandes concentran mayor cantidad de pesticidas teniendo mayores concentraciones en forma de metabolito de los biocidas.

Las muestras que reportan pesticidas están compuestas por ejemplares de tallas medianas a grande en comparación con las compuestas por ejemplares menores. Mediciones de edades de algunos ejemplares remitidos para análisis indica edades superiores a los 10 años.

Muestras extraídas de sábalos capturados en las escalas de peces, durante la migración de setiembre del año 2006 permitieron detectar PCB's en sus tejidos indicando una modalidad de aportes de contaminantes desde otros sitios, que involucra una especie clave en la trama trófica del Río Uruguay.

En la tabla 6 se comparan los valores de los productos obtenidos con límites para otros países. Para el caso de Endosulfán los límites considerados han sido superados en dos oportunidades. En los casos de Endrin los valores obtenidos datan del año 1998 y 2000 respectivamente y en ambos casos se superaron los límites considerados (Fig. 5).

El endosulfán constituye el biocidas más común en los registros y aparece en 6 de las especies analizadas y provienen en su mayoría (11 de 14) de muestras obtenidas en otoño.

Este producto es usualmente aplicado en soja, cultivo que tiene poca superficie en el perillago por lo que su origen probablemente sea distante teniendo en cuenta la ubicuidad y capacidad de aparecer distantes de la fuente de aplicación. El endosulfán es un plaguicida persistente que puede migrar a gran distancia a través de diversos medios de comunicación ambientales como el aire, el agua y sedimentos.

(http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/endosulfan_red.pdf).

Es considerado altamente tóxico para peces y muy tóxico para otros organismos acuáticos; entre los efectos de la exposición a diferentes concentraciones no letales de estos agrotóxicos algunos estudios demostraron que afecta la habilidad del pez a tolerar incrementos progresivos de temperatura (*) Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 26, No. 7, pp. 1454–1459, 2007.

La tendencia actual en los valores registrados es de una disminución tanto en presencia como en concentración de los pesticidas investigados (Fig. 4 y 5). Esto se puede en parte vincular al cambio en las culturas agrícolas y a las restricciones de la mayoría de estos productos.

Una característica del uso del suelo en la cuenca inmediata marca pocos cultivos de carácter permanente: citrus y forestación y el resto cultivos de temporada; esto repercute en las potenciales fuentes de aporte de productos fitosanitarios contemporáneos con períodos de aplicación donde su grado de afectación estará relacionada con los aportes que reciba el embalse y el tiempo de residencia, esto hace que muchos productos aplicados seguramente sigan aguas abajo y expliquen su ausencia.

Los resultados aportan al conocimiento de productos y concentraciones de compuestos persistentes incluidos en la docena sucia del Tratado de Estocolmo; no refleja el actual impacto de las producciones agropecuarias de la cuenca por lo que resulta necesario incorporar la búsqueda de productos aplicados en la actualidad.

Bibliografía

Argelini, N & G. Seigneur 1992 – Investigaciones de residuos de sustancias organocloradas en peces del río Uruguay. Publicación de la Comisión Administradora del Río Uruguay, Serie Técnico Científica, Vol 1:36-42.

CTM Salto Grande – INCYT, 1988 Estudio sobre Plaguicidas en el Embalse de Salto Grande. Informe final. 66 pp.

Edwards, C.A 1987 – Persistent Pesticides in the Environment 2 nd Edition ERC Press . Chemical Rubber Co.

Lenardón C.A. & Susana Enrique 1998 Insecticidas organoclorados en el río Paraná Natural Neotropica 29(2): 111-116

Colombo J.C. et. Al. (2011) Risk ranking of multiple – POPs in detritivorous fish from the Rio de la Plata . Chemosphere 83(2011) :882-889

Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 26, No. 7, pp. 1454–1459, 2007.

United States Prevention, Pesticides EPA 738-R-02-013

Environmental Protection and Toxic Substances November 2002

Agency (7508C) -http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/endosulfan_red.pdf

Endosulfan - Identification, toxicity, use, water pollution potential, ecological toxicity and regulatory information.

http://pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp?Rec_Id=PC35085#Ecotoxicity

http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/endosulfan_red.pdf

United States Prevention, Pesticides EPA 738-R-02-013

Environmental Protection and Toxic Substances November 2002

Agency (7508C)

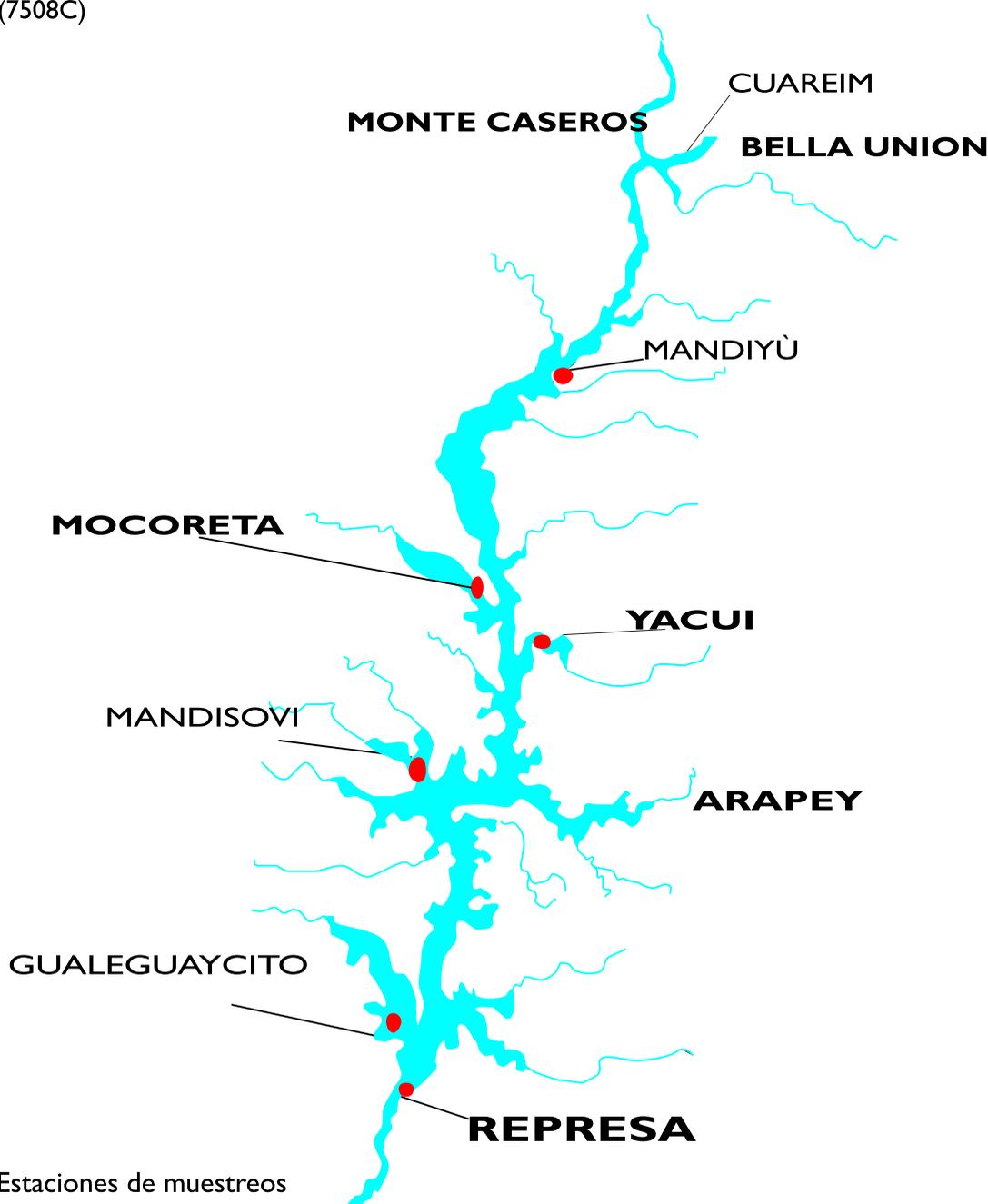


Fig. 1: Estaciones de muestreos

Aportes de muestras por estación (n=185)

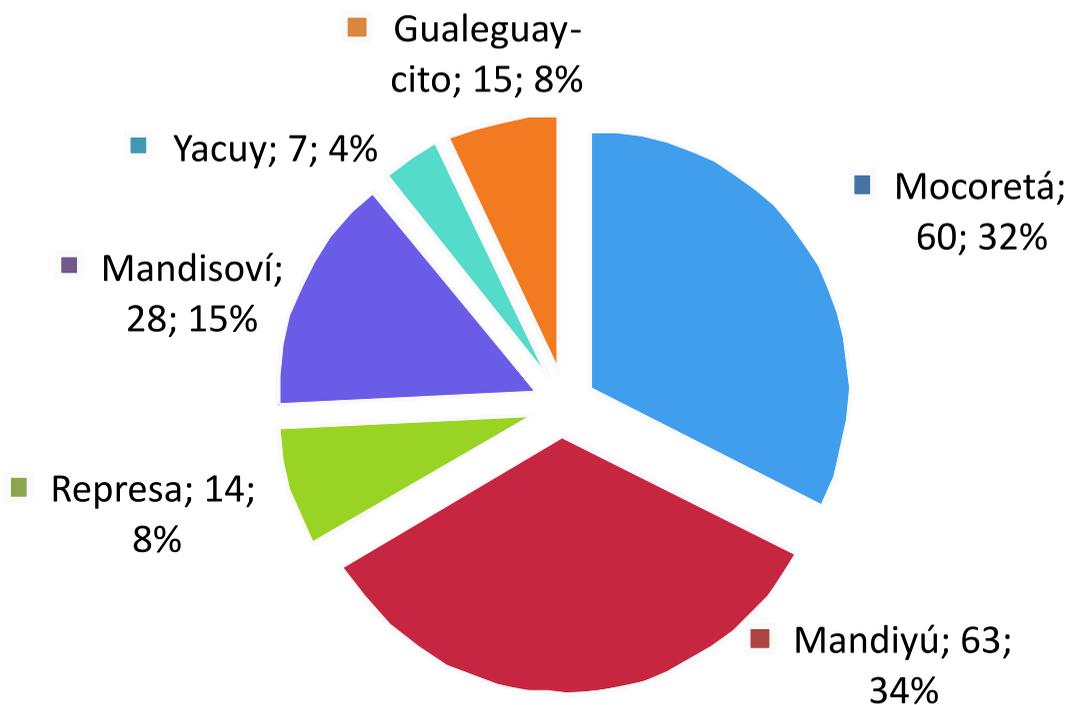


Fig. 2 - Porcentaje de representación de cada estación en la composición del total de las muestras

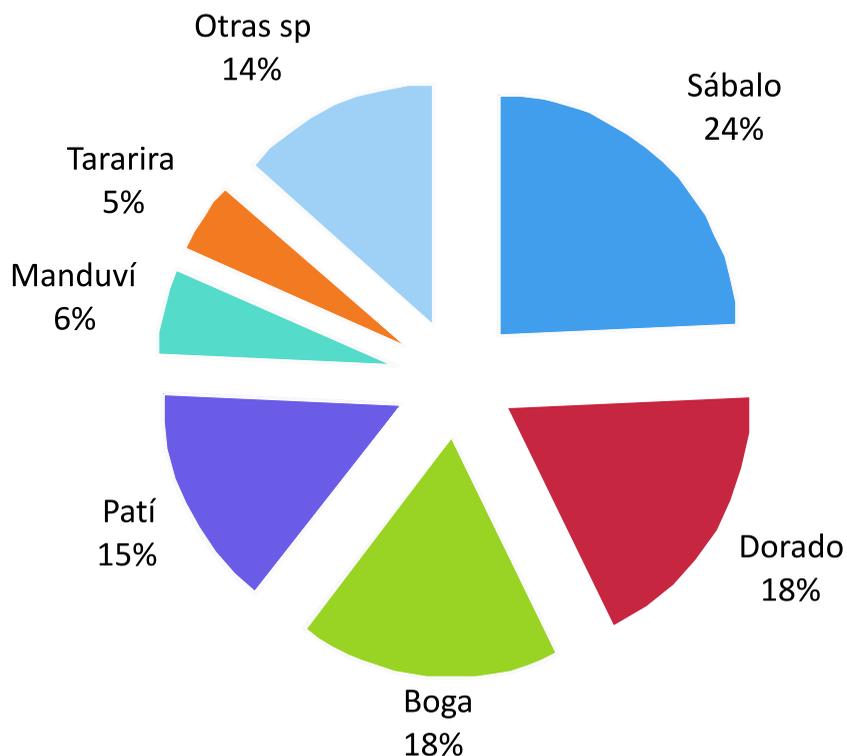


Fig. 3 - Aporte porcentual de cada especie en la composición del total de muestras analizadas

Grupos tróficos

Iliófago	Omnívoro	Hebívoro	Ictiófago
<i>Sábalo</i>	<i>Boga</i>	<i>Boga juncalera</i>	<i>Patí</i>
<i>Plecostomus</i>	<i>Bagre negro</i>		<i>Tararira</i>
<i>Loricaria sp.</i>	<i>B.amarillo</i>		<i>Dorado</i>
<i>Loricaria vétula</i>	<i>Armado</i>		<i>Piraña amarilla</i>
	<i>Cucharón</i>		<i>Piraña negra</i>
	<i>Manduví</i>		

Tabla 1 – Detalle de las especies incorporadas en las muestras y nivel trófico al que corresponden

ORGANOCLORADOS	LD (ng/g) En grasa	% Recup.
α β γ -HCH	10	88
Aldrin	10	83
Dieldrin-Endrin	23	93
DDTe isómeros	31	89
Heptacloro y Hept. Epoxi	5	90
Alfa y Beta Clordano	18	77
Endosulfán I Y II	15	85
Endosulfán Sulfato	21	82
PCBs		
Aroclor 1016	10	79
Aroclor 1242	8	83
Aroclor 1254	8	81
Aroclor 1260	7	78

Tabla 2 – Límites de detección y % de recuperación de acuerdo a la técnica analítica establecida

ESTACIÓN	Total muestreros	Muestras enviadas	Nº especies	Positivas	Especies positivas
Mocoretá	20	60	14	8	4
Mandiyú	10	63	13	5	1
Mandisoví	9	28	9	3	2
Represa	10	14	3	2	2
Guauguaycito	4	13	6	4	3
Yacuy	2	7	5	1	1
Total	55	185	50	23	

Tabla 3 – Cantidad de muestreos y número de muestras enviadas con registros positivos

Estación Monitoreo	Total muestras	Pati			Dorado			Sábalo			Boga			Otras sp		
		Total	Posit.	%	Total	Posit	%	Total	Posit.	%	Total	Posit	%	Total	Posit	%
Mocoretá	60	11	3	27%	10	4	40%	12	1	8%	7	0	0%	20	1	5%
Mandiyú	63	5	0	0%	10	0	0%	17	5	29%	14	0	0%	17	0	0%
Represa	14	0	-	-	8	1	13%	4	1	25%	2	0	0%	0	-	-
Mandisovi	28	7	2	29%	2	0	0%	8	0	0%	6	0	0%	5	1	20%
Yacuy	7	1	0	0%	2	0	0%	1	0	0%	2	0	0%	1	1	100%
Gualeguaycito	13	4	1	25%	2	0	0%	3	2	67%	2	0	0%	2	1	50%
Total	185	28	6	21%	34	5	15%	45	9	20%	33	0	0%	45	4	9%
				3.2%			2.7%			4.9%			0%			2.2%

Tabla 4 – Detalles porcentuales por estación y especies en las muestras con biocidas

Especie	Endosulfán	DDT	Heptacloro	Endrin	Dieldrin	Aroclor 1260
Sábalo	●		●	●		●
Dorado	●		●	●	●	
Boga						
Vieja de agua	●					
Pati	●	●		●		
Chafalote	●					
Piraña negra						
Manduví	●	●				

Tabla 5 - Compuestos encontrados por especies

Producto	V max	V medio	Requisitos legales		
			USA	Suecia	Canadá
Endosulfán y metabolitos	0.07	0.02			0.06
Endrin	0.28	0.07			0.0023
Heptacloro	0.03	0.02	< 0.02	0.2	0.01
Aroclor 1260	0.01		2		
DDT y metabolitos	0.11	0.087	5	5	0.001
Dieldrin	0.45			0.1	

Tabla 6 – Valores guías de otros países para los compuestos estudiados. Los valores están expresados en ug/g

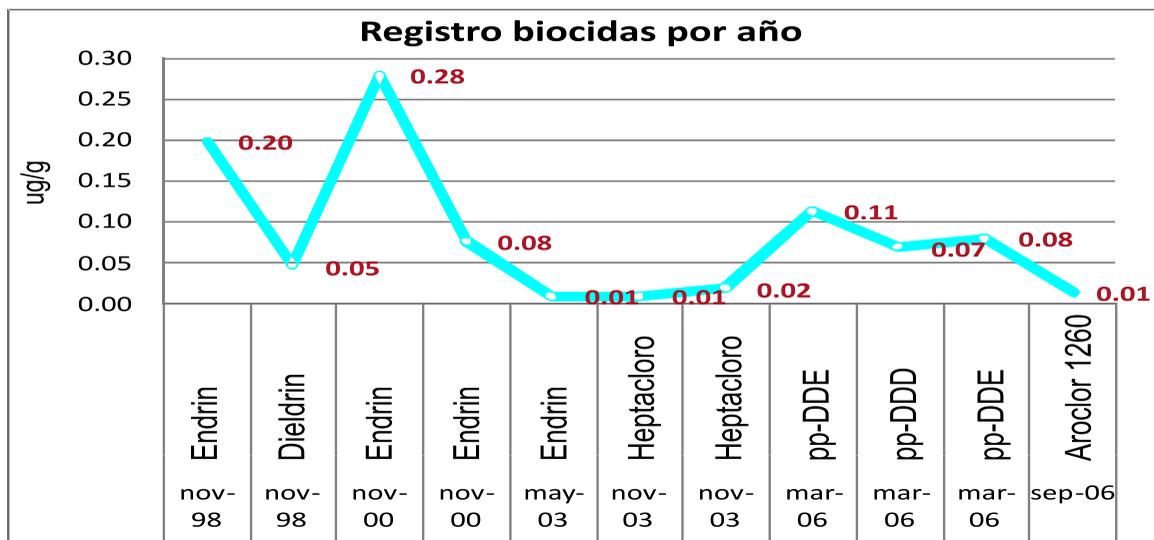


Fig. 4 – Valores de los compuestos detectados excluyendo Endosulfán

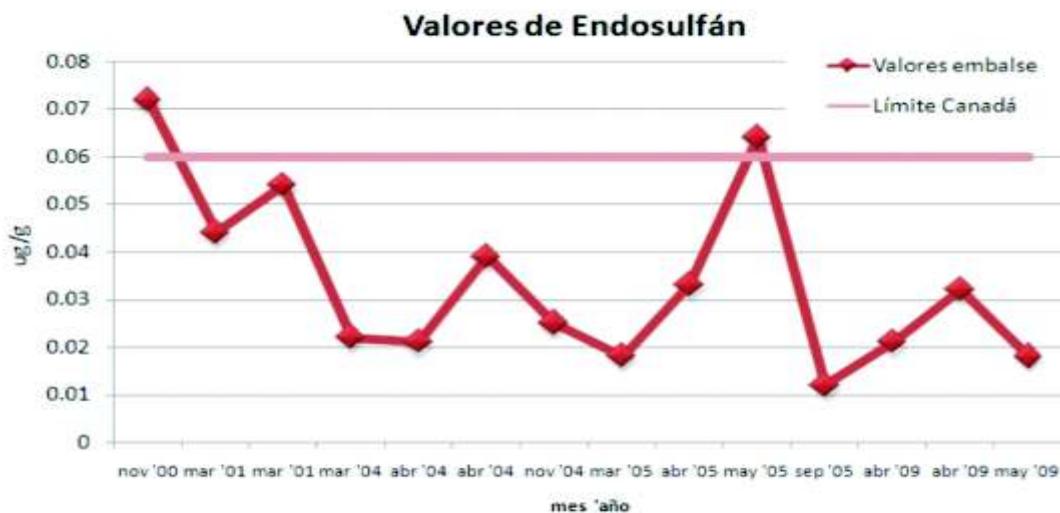


Fig. 5 – Valores de endosulfán registrados en todo el período de estudio

Especie	Mocoretá	Mandiyú	Mandisoví	Guauguaycito	Yacuy	Represa	Total por especie
Bagre amarillo	-	1	-	-	-	-	1
Bagre negro	1	-	-	-	-	-	1
Boga	7	14	6	2	2	2	33
Boga juncalera	-	3	-	-	-	-	3
Chafalote	1	-	-	-	1	-	2
Cucharón	1	1	-	-	-	-	2
Dorado	10	10	2	2	2	8	34
Hypostomus	1	-	1	-	-	-	2
Loricaria	1	-	1	-	-	-	2
Manduví	5	5	-	1	-	-	11
Patí	11	5	7	4	1	-	28
Piraña amarilla	2	-	1	-	-	-	3
Piraña Negra	1	1	1	-	-	-	3
Plecostomus	1	1	-	1	-	-	3
Sábalo	12	17	8	3	1	4	45
Surubí	-	2	-	-	-	-	2
Tararira	6	2	1	-	-	-	9
Vieja de agua	-	1	-	-	-	-	1
Total	60	63	28	13	7	14	185

Tabla 7 - Detalle de todas las especies analizadas indicando cantidad por estación

Aspectos sanitarios de la Fauna Íctica de la región de Salto Grande: Resultados preliminares sobre los parásitos hallados en las principales especies de peces de consumo y pesca deportiva.

José M. Venzal^{1*}, Analía Meléndrez¹, María L. Félix¹, Valentín Leites², Oscar Castro³, Rosario Lairihoy¹, Elsa García da Rosa¹, Alejandro Perretta⁴, Daniel Carnevia⁴

¹Departamento de Parasitología Veterinaria, Facultad de Veterinaria, Universidad de la República, Regional Norte - Salto, Rivera 1350, CP 50000 Salto, Uruguay; ²Área de Ecología de CTM Salto Grande, Salto, Uruguay; ³Departamento de Parasitología Veterinaria, Facultad de Veterinaria, Montevideo, Uruguay; ⁴Instituto de Investigaciones Pesqueras, Área Acuicultura y Patología de Organismos Acuáticos, Facultad de Veterinaria, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.

*Contacto: JMVenzal (dpvuru@hotmail.com.uy)

INTRODUCCIÓN

El río Uruguay cuenta con una fauna abundante y diversa, en la cual se destaca el componente ictícola, aunque históricamente, la ictiofauna del río Uruguay no ha sido tan estudiada comparativamente como la del sistema Paraná-Paraguay. Desde hace varios años la Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU), junto al Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA), el Área de Ecología de la Comisión Técnico Mixta de Salto Grande e investigadores de otras instituciones, han llevado a cabo importantes trabajos sobre ecología, sistemática de la fauna íctica y evaluación de recursos pesqueros del río Uruguay, destacándose la guía ilustrada sobre Peces del Río Uruguay de Sverlij y cols. (1998).

El embalse de Salto Grande y las zonas próximas del río Uruguay poseen una activa presencia de pescadores deportivos y artesanales que comercian el producto de su pesca en la población de la ciudad. Los peces pueden sufrir diferentes patologías, entre ellas las parasitarias, las cuales pueden tener importancia sanitaria para los propios peces o incluso para la salud humana, las cuales son denominadas zoonosis ictioparasitarias. Estas zoonosis han sido poco o casi nada estudiadas no solo en la zona de la región de Salto Grande sino en Uruguay.

En esta región también se han realizado estudios con respecto a especies con potencial impacto en la salud pública, como ser transmisores de esquistosomiasis (Olazarri, 1983) y de especies invasoras que repercuten en el funcionamiento de plantas energéticas y de la ecología del ambiente. Este es el caso del mejillón dorado *Limnoperna fortunei*, cuyo ingreso al río Uruguay data de fines de 1999 y principios de 2000 (Darrigran y Ezcurra de Drago, 2000). En el embalse de Salto Grande se reportó en el 2005 (Brugnoli y cols., 2005), aunque existe evidencia que la misma ya había sido detectada en setiembre del 2001 (V. Leites com. pers. en Langone, 2005).

Con respecto a las parasitosis que afectan a los peces así como a las zoonosis parasitarias en nuestra región ha sucedido un fenómeno similar al de los estudios ictícolas, ya que la gran mayoría de los estudios parasitarios se han llevado a cabo en los ríos Paraná y de la Plata.

Algunos trabajos como el de Szidat (1954) en Argentina, mencionan material colectado en río Uruguay medio, en este caso procedente de Santo Tomé, Corrientes, de donde el autor describe varias especies de digeneos sobre “viejas del agua” (Siluriformes: Loricariidae) como *Procaudotestis uruguayensis* (Digenea: Allocreadiidae) en *Paraloricaria vetula*, *Megacoelium plecostomi* (Digenea: Haploporidae) en *Hypostomus plecostomus*, *Gonocercella magnifica* (= *Thometrema magnifica*) (Digenea: Derogenidae) en *H. plecostomus* e *H. commersoni*.

En la margen brasileña del río Uruguay medio, Uruguaiana, Rio Grande do Sul, Fortes y cols. (1999) estudiaron la presencia del nematodo anisakido *Raphidascaris* (*Sprentascaris*) *mahnerti* (Ascaridoidea: Anisakidae) en *Loricariichthys platymetopon* (Siluriformes, Loricariidae). También en Brasil, pero en el río Passo Fundo que desemboca en el río Uruguay superior, Kohn y cols. (1989) analizan 11 especies diferentes de peces en los que encuentran cuatro especies de Nematoda y una de Monogenea.

En cuanto a trabajos sobre parásitos de peces del río Uruguay realizados en nuestro país, son pocos los que conocemos, entre ellos figura el de Vogelsang (1929) quien publica el hallazgo del ectoparásito *Argulus violaceus* (Branchiura: Argulidae) en dorado, *Salminus brasiliensis* (Characiformes: Characidae).

Con respecto a las zoonosis parasitarias asociadas al consumo de pescados, en nuestro país se destacan los trabajos sobre anisakiasis (Fernández, 1987; Delgado, 2008), y heterofiasis (Carnevia y cols., 2005), los cuales en su mayoría fueron realizados en peces estuarinos. En peces de agua dulce se han hallado larvas de *Contraecum* sp. (Ascaridoidea: Anisakidae) en tararira, *Hoplias malabaricus* (Characiformes: Erythrinidae) (Delgado y cols., 2003) y metacercarias de *Clinostomum* sp. (Digenea, Clinostomidae) en bagre negro, *Rhamdia quelen* (Siluriformes: Heptapteridae) (López Soulliers y cols. 2007).

Sobre parasitosis relevantes para los peces, en los últimos años, para Uruguay se han mencionado epizootias parasitarias, principalmente por protozoos y platelmintos monogenéticos ectoparásitos, asociadas a mortandades de peces en los ríos Negro, Santa Lucía y Uruguay (Letamendía y cols., 2008; Carnevia y cols., 2010a,b; Perretta y cols., 2010).

El objetivo de este trabajo es presentar algunos resultados preliminares del proyecto “Aspectos sanitarios de la fauna íctica de la región de Salto Grande” el cual se ejecuta a través del convenio específico entre la Comisión Técnica Mixta de Salto Grande (CTM) y la Universidad de la República.

Este proyecto está enfocado principalmente al estudio de las zoonosis parasitarias en las principales especies de peces interés deportivo y comercial (principalmente pesca artesanal), así como sobre diversidad parasitaria y parasitosis que puedan afectar a los peces. El proyecto también incluye el estudio de la carga parasitaria y su posible relación con biocidas en peces.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los peces analizados se obtuvieron de dos fuentes, una a través de capturas regulares que realizan técnicos del Área Ecología de CTM en la ejecución del programa biocidas en peces y la otra mediante muestras provenientes de pescadores artesanales.

Debido a la posible influencia de la represa de Salto Grande en la fauna parasitaria de los peces, se realizan 4 muestreos anuales aguas arriba (AAR) en el lago de Salto Grande y aguas abajo (AAB) de la represa, en los que se intenta obtener un mínimo de cinco ejemplares de las cuatro principales especies seleccionadas para el estudio, salvo el dorado cuyo mínimo es de tres ejemplares.

Las muestras procedentes de AAB de la represa son de especial interés por tratarse de una zona de elevado estrés ambiental debido a la operación de la central. A estos efectos, los peces colectados AAR tienen carácter, en la práctica, de una muestra testigo.

Para la nomenclatura de los peces se siguió a Teixeira de Mello y cols. (2011), Sverlij y cols. (1998) y Garavello (2005).

Los datos biométricos y sexado se realizó al obtenerse la muestra o en el Laboratorio de Parasitología Veterinaria de la Regional Norte en Salto, los pescados se colocaron en bolsas de polietileno en forma individual para evitar la posible pérdida de parásitos (ectoparásitos).

Las principales especies seleccionadas para el proyecto fueron cuatro de las más pescadas tanto para consumo como pesca deportiva, estas son:

- Dorado *Salminus brasiliensis* (Characiformes: Characidae).
- Boga *Leporinus obtusidens* (Characiformes: Anostomidae).
- Sábalo *Prochilodus lineatus* (Characiformes: Prochilodontidae).
- Patí *Luciopimelodus pati* (Siluriformes: Pimelodidae).

Además de estas principales especies, también se trabaja con otras que son pescadas en el río Uruguay:

- Salmón criollo *Brycon orbignyanus* (Characiformes: Characidae).
- Piraña *Serrasalmus maculatus* (Characiformes: Characidae).
- Piraña palometa *Pygocentrus nattereri* (Characiformes: Characidae).
- Tararira *Hoplias* sp. (Characiformes: Erythrinidae).
- Dientudo *Acestrorhynchus pantaneiro* (Characiformes: Acestrorhynchidae).
- Vieja del agua cola de látigo *Paraloricaria vetula* (Siluriformes: Loricariidae).
- Otras viejas del agua (Siluriformes: Loricariidae).
- Armado común *Pterodoras granulatus* (Siluriformes: Doradidae).
- Surubí *Pseudoplatystoma corruscans* (Siluriformes: Pimelodidae).
- Bagre cabezón *Steindachnerion scriptum* (Siluriformes: Pimelodidae).
- Manguruyú amarillo *Pseudopimelodus mangurus* (Siluriformes: Pseudopimelodidae).
- Raya *Potamotrygon brachyura* (Rajiformes: Potamotrygonidae).

Una vez en el laboratorio, se procedió a la observación macroscópica externa de los pescados según el protocolo establecido por Pavanelli y cols. (1998). En el caso de la presencia de ectoparásitos los mismos fueron colectados y preservados, posteriormente se realizó la apertura y procesamiento de los órganos, cavidades y músculo con la metodología propuesta por Eiras y cols. (2003).

Los helmintos colectados fueron fijados en formol 10% por 24 horas y conservados en alcohol 70%. En algunos casos como con los digeneos, para la visualización de algunas estructuras internas de los mismos, se colorearon con carmín de Semichon, se aclararon con eugenol y se montaron en Balsamo de Canadá.

Los parásitos se clasificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible con base en las claves de Travassos y cols. (1969), Gibson y cols. (2002), Jones y cols. (2005), Bray y cols. (2008), Khalil y cols. (1994) y Thatcher (2006).

RESULTADOS

En la primera etapa del proyecto, desde marzo del 2010 hasta abril de 2011 se llevan procesados un total de 247 pescados, discriminados de la siguiente manera:

Especies principales

Dorado: total 88, 74 AAB y 14 AAR.

Boga: total 61, 41 AAB y 20 AAR.

Sábalo: total 55, 37 AAB y 18 AAR.

Patí: total 15, 13 AAB y 2 AAR.

Otras especies

Salmón criollo: total 2, 2 AAB.

Piraña: total 12, 3 AAB y 9 AAR.

Tararira: total 1, 1 AAB.

Dientudo: total 2, 2 AAB.

Viejas del agua (Loricariidae): total 9, 7 AAB y 2 AAR.

Armado común: total 1, 1 AAB.

Raya: total 1, 1 AAB.

También se consiguieron ejemplares de Surubí, Bagre cabezón y Manguruyú amarillo los cuales no fueron procesados aún.

Los resultados parasitarios se tratarán según cada especie.

DORADO (*Salminus brasiliensis*)

Esta especie fue de la que se procesó la mayor cantidad de especímenes, 88 en total. Existió una importante diferencia entre el número de ejemplares colectados AAB y AAR. Aguas arriba (AAR) en el lago de Salto Grande, no hay pescadores artesanales en las inmediaciones de la represa por lo que todas las muestras son aportadas por los trabajos de Ecología de CTM, trabajos los cuales sufren frecuentemente pérdida de ejemplares debido a las pirañas, especialmente en las épocas más cálidas. En cambio, AAB, se consiguen ejemplares enteros o vísceras de varias fuentes. El 100 % de los dorados estuvo parasitado por lo menos por un grupo parasitario. Las prevalencias de los mismos fueron las siguientes: digeneos (95,5 %), protozoarios (79,5 %), nematodos (53,4 %), cestodos adultos (29,5 %), formas larvianas de cestodos (metacestodos) (42 %) y acantocéfalos (5,7 %) y branchiuros y monogéneos (2,2 %).

Entre los dos sitios de captura, prácticamente se mantuvieron los mismos grupos parasitarios con prevalencias similares, salvo que AAR que no se hallaron acantocéfalos ni branchiuros, aunque esto probablemente se deba al submuestreo por las causas anteriormente expuestas.

Entre los digeneos se identificaron varios géneros y especies, la presencia de *Prosthenhystera obesa* (Callodistomidae) (fig. 1), recientemente citada para dorados de AAB de la represa de Salto Grande (Meléndrez y cols., 2010), fue determinada en el 86 % de los dorados AAR y 50 % AAB. *Prosthenhystera obesa* parasita la vesícula biliar de peces, preferentemente de la familia Characidae, y ha sido reportada también para Brasil (Kohn y cols., 1997) y también en México (Caballero y Jiménez, 1969), Argentina (Lombardero y Moriena, 1977), Colombia (Thatcher, 2006), Nicaragua (Aguirre-Macedo y cols., 2001) y Perú (Olson y cols., 2003).

Otro digeneo clasificado a nivel específico fue *Prosorhynchoides cambapuntaensis* (Bucephalidae) (fig. 2), descrito del intestino de dorados del río Paraná en la Provincia de Paraná, Argentina (Lunaschi, 2004). Las prevalencias registradas de esta especie en los ejemplares del río Uruguay fueron similares, 66,2 % AAB y 64,3 % AAR.

También se encontraron dos géneros pertenecientes a la familia Derogenidae, *Thometrema* (fig. 3) y *Genarchella* (fig. 4), parásitos del estómago, cuya prevalencia para ambos fue del 65 % AAB y 50 % AAR, ya que aún no han sido discriminados. Para Uruguay han sido citadas dos especies del género, *Genarchella parva*, citada como *Halipegus cryptorchis*, de *Jenynsia multidentata* (Cyprinodontiformes: Anablepidae) (Mañé-Garzón y Gascón, 1973; Kohn y cols., 1990) y *Genarchella genarchella* de *Australoheros facetus* y *Gymnogeophagus rhabdotus* (Perciformes: Cichlidae) (Volonterio y cols., 2003). El restante digeneo fue hallado en el estómago de un sólo dorado (1,4 %), si bien no se llegó a nivel genérico, mediante las claves se concluyó que pertenece a la familia Hemiuridae, subfamilia Dinurinae. Los representantes de esta subfamilia parasitan normalmente el estómago de peces teleosteos marinos (Gibson y Bray, 1986). Estos ejemplares están siendo estudiados por la Dra. Lunaschi (Museo de la Plata, Argentina).

En cuanto a los cestodos, se hallaron adultos de proteocefálicos (Proteocephalidea) de la familia Monticelliidae en el 29,5 % de los dorados analizados, siendo las prevalencias de AAB y AAR similares. Para el dorado se han mencionado *Monticellia coryphicephala* y *Monticellia diesingi* (Rego y cols., 1999). Llama la atención la prevalencia de formas larvianas enquistadas en hígado y bazo, así como en la pared de vísceras, como aparato digestivo (42 %) (figs. 5-6).

Para los nematodos se obtuvo una prevalencia general del 53,4 %, siendo clasificados hasta nivel genérico larvas de nematodos pertenecientes al género *Contracaecum* (Anisakidae), las cuales fueron halladas generalmente enrolladas en la pared de vísceras y cavidad general (fig. 7). La prevalencia de *Contracaecum* en los dos sitios de colecta fue similar, 13,5 % AAB y 14,3 % AAR. Larvas de *Contracaecum* fueron halladas en *Salminus brasiliensis* de Argentina (Ramallo y Torres, 1995) y *Salminus affinis* de Colombia (Pardo y cols., 2007). En Uruguay, larvas de *Contracaecum* fueron reportadas sobre tararira (Delgado y cols., 2003). *Contracaecum* pertenece a la familia Anisakidae, la cual es reconocida como agente de zoonosis por el consumo de pescado o cefalópodos crudos, mal cocidos o marinados (sushi, sashimi, cebiche) con larvas enquistadas en músculo o vísceras. Esta familia está ampliamente distribuida y los géneros causantes de zoonosis son *Anisakis* (*Anisakiasis*), *Pseudoterranova* (*Pseudoterranovosis*) y *Contracaecum* (*Contracaecosis*), aunque este último género es de menor importancia que los anteriores (Skirnisson, 2006; Chai y cols., 2005).

Se ha mencionado que peces parasitados por larvas de *Contraecum* poseen menor peso que los normales y también pueden producir la muerte de peces jóvenes (Acha y Szyfres, 2003).

Los acantocéfalos se trataron en todos los casos de formas larvarias enquistadas en la pared de las vísceras (fig. 8).

Los protozoarios hallados en dorado correspondieron a myxozoarios del género *Myxobolus* (*Myxobolidae*) (fig. 9), cuyos quistes estaban localizados en hígado (fig. 10) y bazo (fig. 11) con una prevalencia general del 79,5 %, aunque AAR alcanzaron el 93 %. La literatura menciona tres especies de *Myxobolus* parasitando dorado, *M. paranensis* en ovario y testículos (Bonetto y Pignalberi, 1965), *M. macroplasmoidal* en cavidad abdominal (Molnár y cols., 1998) y *M. salminus* en branquias (Adriano y cols., 2009). El número y tamaño de quistes en los órganos mencionados de los dorados fue variable, aunque al parecer ya que los datos aun están en análisis, los juveniles poseen mayor cantidad de quistes, los cuales ocupan mayor cantidad de parénquima (fig. 12) y probablemente afecten la salud de los dorados juveniles.

Los quistes pueden ocasionar deformaciones en los peces y alterar conducta de los mismos. Se ha comprobado que algunos myxosporidios afectan al hospedador con el fin de favorecer la depredación sobre el mismo (Thatcher, 2006).

Como ectoparásitos hasta el momento se han determinado branchiuros y el género de monogenea *Anacanthorus* (*Dactylogyridae: Anacanthorinae*) (fig. 13). Como ya se mencionó, para Uruguay, Vogelsang (1929) reporta el argúlido *Argulus violaceus* en dorado y en Brasil, Takemoto y cols. (2009) reportan a *Anacanthorus* sp. para dorado.

BOGA (*Leporinus obtusidens*)

La boga es la segunda especie en cuanto a ejemplares procesados hasta el momento, del total que fueron 61 bogas, 39 fueron positivas (64 %) y 22 negativas (36 %) a parásitos. El grupo parasitario con mayor prevalencia en esta especie fueron los digeneos (55 %), luego los nematodos, tanto en sus formas adultas como inmaduros (8,2 %), después los protozoarios en aletas y vísceras (6,5 %), formas larvarias de cestodos (5 %) y branchiuros (1,6 %). Como en la mayoría de las especies de peces, el número de ejemplares colectados AAB de la represa fue superior al de AAR, 41 contra 20, el doble de ejemplares.

En cuanto a la fauna parasitaria, en los digeneos hubo diferencias en la prevalencia, 75 % en las bogas de AAR contra 49 % de AAB, y salvo los nematodos, el resto de grupos parasitarios solamente fue hallado en bogas de AAB. Los ejemplares de digeneos examinados hasta el momento corresponden a la familia *Haploporidae*, género *Saccocoelioides* (fig. 14), cuya especie o especies no han sido determinadas aún. Para la especie *L. obtusidens*, se han mencionado dos especies de *Saccocoelioides* en Argentina, *Saccocoelioides magniovatus* y *Saccocoelioides szidati* que fue inicialmente descrita en *Schizodon fasciatus* (*Characiformes: Anostomidae*) y posteriormente hallada en boga (Szidat, 1954; Travassos y cols., 1969; Hamann, 1983).

Otro género de digeneo de la familia *Haploporidae* hallado en el género de las bogas, *Leporinus*, es *Paralecithobotrys* (Thatcher, 2006), aunque aún no ha sido determinado en los ejemplares analizados hasta el momento.

En cuanto a los cestodos, se hallaron dos tipos de formas inmaduras, larvas (*¿merocercoides?*) encapsuladas adheridas a la pared de las vísceras y en un caso un plerocercoides de un cestodo protocefalídeo en músculo. *Merocercoides* encapsulados han sido hallados en la pared intestinal, mesenterio y peritoneo de *Gymnotus* spp. (*Gymnotiformes: Gymnotidae*), *Loricariichthys platymetopon* (*Siluriformes, Loricariidae*) (*Siluriformes: Pimelodidae*) y *Hoplosternum littorale* (*Siluriformes: Callichthyidae*) (Falavigna y cols., 2003). El hallazgo del plerocercoides en boga indica que esta puede actuar como hospedador intermediario para cestodos protocefalídeos, cuyos adultos son parásitos principalmente de peces siluriformes (Rego y cols., 1999).

Entre los nematodos, se pudieron identificar formas larvarias adheridas al aparato digestivo que pertenecen al género *Cystidicoloides* (*Spirurida: Cystidicolidae*) (fig. 15). Para Brasil, formas larvarias de este género fueron halladas en otra especie de boga, *Leporinus friderici* (Guidelli y cols., 2006).

Protozoarios myxozoarios del género *Henneguya* (Myxobolidae) (fig. 16) fueron observados principalmente en la pared del aparato digestivo (fig. 17) y en piel próxima a las aletas y cola. En Brasil para otras especies de bogas se han determinado al menos cinco especies de *Henneguya* (Eiras y cols., 2008). Como ya se mencionó, el género *Henneguya* sp. ha sido recientemente citada para Uruguay parasitando sábalos (Perretta y cols., 2010).

SÁBALO (*Prochilodus lineatus*)

Se procesaron un total de 55 especímenes de sábalo y al igual que las otras dos especies anteriores, se obtuvieron más ejemplares AAB de la represa que de AAR, 37 contra 18. El 91% de los sábalos estaban parasitados, y se hallaron dos grupos parasitarios, digeneos (82 %) y nematodos (40 %).

Entre los digeneos la familia predominante fue Haploporidae, presente en todos los sábalos positivos a digeneos. Esta familia está compuesta por varios géneros, los cuales pueden parasitar diferentes especies de *Prochilodus* incluido el sábalo (*P. lineatus*) (Thatcher, 2006). Hasta el momento el género identificado es *Saccocoelioides*, del cual probablemente haya más de una especie debido al gran número de ejemplares, diversidad de formas y tamaños, lo que ha dificultado la clasificación hasta el momento. Tampoco hay que descartar la presencia de otros géneros de haploporidos en éstos sábalos.

Para Argentina, Szidat (1954) describe dos especies nuevas de *Saccocoelioides* en sábalo, *Saccocoelioides nanii* y *S. elongatus*. Hamann (1982) y Lunaschi (1984) vuelven a hallar *S. elongatus* en sábalos de Argentina. En Brasil, para sábalo Takemoto y cols. (2009) citan al menos cuatro especies de *Saccocoelioides*. El restante grupo de digeneos pertenece a la familia Cladorchiidae (Paramphistomoidea), género *Colocladorchis*, el cual estaba presente en el 16 % de los sábalos. Este género ha sido hallado parasitando sábalos de Brasil (Lizama y cols., 2005; Takemoto y cols., 2009).

Entre los nematodos, todos los ejemplares colectados salvo uno correspondieron a adultos de *Spinitectus asperus* (Spirurida: Cystidicolidae) (fig. 18), hallados parasitando el estómago de los sábalos en una prevalencia del 50 % AAR y 35 % AAB. Esta especie fue determinada en sábalos en Argentina (Hamann, 1982) y en otras especies de *Prochilodus* en Brasil (Thatcher, 2006). Es llamativo que Lizama y cols. (2005) quienes analizaron un centenar y medio de sábalos no hallaran este parásito en el río Paraná superior (Brasil). El género *Spinitectus* se caracteriza por poseer espinas en la cutícula y en general los nematodos con estas características morfológicas invaden la mucosa intestinal de sus hospedadores. Las especies de *Spinitectus* introducen su cuerpo en la pared intestinal de los peces donde generan una severa inflamación (Thatcher, 2006).

Patí (*Luciopimelodus pati*)

El patí fue la especie que se obtuvieron menos ejemplares, 15 en total, especialmente en el lago de Salto Grande (AAR), solo dos muestras, donde eran frecuentemente eran predadas por pirañas en la redes.

Todos los ejemplares examinados estaban parasitados, especialmente por adultos de cestodos (86,6 %) y metacestodos (100 %). En cambio por nematodos y digeneos solo el 13,3 % y 6,7 % estaban parasitados respectivamente.

En el patí han sido citados cuatro géneros de cestodos proteocefálicos adultos (Rego y cols., 1999) y entre los ejemplares que hemos obtenido hay por lo menos dos tipos (géneros), los cuales aún no hemos podido identificar (figs. 19-20). Pero lo más llamativo en el patí, fueron las formas larvarias enquistadas en el mesenterio (fig. 21), las cuales estaban presente en gran número en todos los ejemplares. A los nematodos y digeneos no se los ha podido determinar hasta el momento.

Otras especies

- Salmón criollo (*Brycon orbignyanus*): negativos.
- Piraña (*Serrasalmus maculatus*): Digenea (33,3%), Nematoda (83,3%), Branchiura (16,7%).
- Tararira (*Hoplias* sp.): negativo.
- Dientudo (*Acestrorhynchus pantaneiro*): Protozoa: Myxozoa (50%).
- Viejas del agua (Loricariidae):
 - Vieja del agua cola de látigo (*Paraloricaria vetula*) (2AAR): Digenea (50%), Cestoda (larvas) (50%).
 - Vieja del agua (*Hypostomus* spp.) (6AAB): Digenea (16,6%), Nematoda (33,3%).
 - Vieja del agua espinosa (*Megalancistrus parananus*) (1AAB): Cestoda (larvas) (100%).
- Armado común (*Pterodoras granulosus*): negativo.
- Raya (*Potamotrygon brachyura*): Cestoda (100%).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El estudio de la fauna parasitaria de peces del río Uruguay y el lago de Salto Grande en la zona de influencia de la represa, contribuye al conocimiento sobre las posibles zoonosis parasitarias que afecten a la población a través del consumo de pescado proveniente de las actividades de la pesca artesanal y deportiva. Además, también se pretende detectar algunas patologías producidas por parásitos que puedan afectar el estatus sanitario de las diferentes especies de peces que habitan esta región, ya alterada por la presencia de la represa y la contaminación provocada por pesticidas.

En este primer año de proyecto se han procesado un importante número de peces, especialmente de las cuatro especies seleccionadas como principales: dorado, boga, sábalo y patí, las cuales totalizaron 219 de las 247 muestras obtenidas. En cuanto a la obtención de las muestras de peces, hay una marcada diferencia entre los sitios de captura, aguas arriba de la represa (AAR) en el lago de Salto Grande solo se pudo obtener material a través de las campañas de colecta del Área Ecología de CTM y aguas debajo de la represa (AAB), además de la fuente anterior también se obtuvieron de pescadores artesanales y otros medios. Las pirañas también fueron un factor importante para la obtención de peces en el lago. Es por ello que en todas las especies el número de muestras AAB es el doble o más con respecto al de las muestras de AAR.

Los resultados presentados aquí son preliminares ya que aún falta el estudio principalmente a nivel taxonómico de los parásitos de algunas especies y el análisis de datos como ser intensidad media de infección, rango de infección y su relación con la estacionalidad, talla, sexo, etc. También se debe analizar la relación con la presencia o no de biocidas.

Los datos sobre grupos parasitarios y prevalencia obtenidos brindan mucha información, especialmente en el dorado, en el cual se identificaron siete grupos parasitarios, entre los que se destacan cinco taxones de digeneos, los cuales indican una importante biodiversidad parasitaria ya que para dorados del río Paraná alto y medio, se han determinado dos y tres especies de digeneos respectivamente (Takemoto y cols., 2009; Chemes y Takemoto, 2011). También en el dorado se hallaron larvas de nematodos Anisakidae del género *Contraecum*, todas en pared de vísceras y cavidad general. Si bien las larvas de *Contraecum* son potenciales causantes de zoonosis en el hombre, los principales anisákidos que afectan al humano son *Anisakis simplex*, *Pseudoterranova decipiens* y *Contraecum osculatum* pero todos están asociados al consumo de músculo y vísceras peces marinos y cefalópodos con larvas y los adultos de éstos anisákidos tiene como hospedadores a pinnípedos y cetáceos odontocetos marinos (Acha y Szyfres, 2003).

Aunque para el dorado, los myxozoarios determinados como *Myxobolus* son probablemente los parásitos con mayor importancia sanitaria tal como se ha observado principalmente en los juveniles de esta especie, aunque aún restan muchos estudios para determinar cómo puede afectar a la población.

En la boga también se determinaron varios grupos parasitarios, siendo al igual que en dorado los digeneos el grupo más prevalente, aunque desconocemos el efecto que los mismo pueden producir sobre estos peces. Si se observaron aunque en pocos ejemplares de boga ($n^{\circ}=4$) quistes de myxozoarios que pueden afectar seriamente a los peces. El hallazgo de un plerocercario perteneciente a proteocefálicos en músculo de boga, indica que las mismas son predadas por siluriformes u otros peces predadores como el dorado, y probablemente suceda lo mismo con las larvas del género *Cystidicoloides* halladas la pared del aparato digestivo.

En el sábalo sólo se hallaron digeneos y nematodos, los primeros similares a la boga (*Haploporidae*) así como también *Colocladorchis* que pertenece a la familia *Cladorchiidae*. Desde el punto de vista sanitario, el nematodo spirúrido *Spinitectus asperus* es el que puede ocasionar problemas inflamatorios al introducirse en la mucosa el aparato digestivo.

En el patí lo más llamativo fueron los cestodos, principalmente la presencia de formas larvianas (metacestodos) enquistadas en el mesenterio, paredes de vísceras, etc., las cuales estaban presentes en gran número y en todos los ejemplares examinados, lo que sugiere que el patí, al menos los juveniles también deben ser predados por otra especie.

En el resto de las especies de peces estudiadas, los parásitos aun no se han determinado a nivel genérico o específico, aunque debido a la diversidad y cantidad de ejemplares obtenidos, seguramente aportarán valiosos datos.

Entre las principales conclusiones para el primer año, se puede destacar que se obtuvo un buen muestreo, principalmente de las especies seleccionadas que poseen interés comercial y deportivo. De todas ellas se obtuvieron resultados positivos a parásitos, algunos de ellos los cuales poseen características que afectan la salud de los peces y también otros que son potenciales causantes de zoonosis al humano a través del consumo de los mismos.

La continuación de estos estudios aportará además de una mayor cantidad de datos sobre la diversidad parasitaria en los peces en la zona de influencia de la represa de Salto Grande, una importante información sobre aspectos ecológicos de los mismos, al realizarse un seguimiento de por lo menos tres años.

AGRADECIMIENTOS

Al personal del Área de Ecología de CTM, a Alfredo y Jesús, y a la familia Cabrera por cedernos el material para el estudio. A las Dras. Lia Lunaschi, Monika Hamann y Ana Khon por el aporte de bibliografía y sugerencias.

Este estudio forma parte del convenio específico Universidad de la República - Comisión Técnica Mixta Salto Grande. Aspectos Sanitarios de la Fauna Ictica de la Región de Salto Grande.

El trabajo también ha sido parcialmente financiado por la CIDECA (Comisión de Investigación y Desarrollo Científico), Facultad de Veterinaria.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acha, P.; Szyfres, B. 2003. Zoonosis y enfermedades transmisibles comunes al hombre y a los animales. Volumen III Parasitosis. Tercera edición. Editorial OPS, 403 pp.
- Adriano, E.A.; Arana, S.; Carrero, M.M.; Naldoni, J.; Ceccarelli, P.S.; Maia, A.A.M. 2009. Light, electron microscopy and histopathology of *Myxobolus salminus* n. sp., a parasite of *Salminus brasiliensis* from the Brazilian Pantanal. *Veterinary Parasitology*. 165: 25-29.
- Aguirre-Macedo, M.L.; Sholz, T.; Gonzalez-Solis, D.; Vidal-Martinez, V.M.; Posel, P.; Arjona-Torres, G.; Dumailo, S.; Siu-Estrada, E. 2001. Some adult endohelminths parasitizing freshwater fishes from the Atlantic drainages of Nicaragua. *Comparative Parasitology*. 68: 190-195.

- Bonetto, A.A.; Pignalberi, C. 1965. *Myxobolus paranensis* (Protozoa, Myxosporidea) una nueva especie parásita del dorado (*Salminus maxillosus*). *Physis*. 25(69):23-26.
- Bray, R.; Gibson, D.; Jones, A. 2008. Keys to the Trematoda. Vol. III. CAB International and Natural History Museum, London. 824 pp.
- Brugnoli, E.; Clemente, J.; Boccardi, L.; Borthagaray, A.; Scarabino, F. 2005. Golden Mussel *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae) distribution in the main hydrographical basin of Uruguay: update and predictions. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 77 (2):235-244.
- Caballero, C.E.; Jiménez, F.G. 1969. Presencia de *Prosthenthystera obesa* (Diesing, 1856) Travassos, 1920 (Trematoda, Digenea) en peces comestibles de agua dulce de México. *Rev. Biol. Trop.* 15:283-287.
- Carnevia, D.; Castro, O.; Perretta, A.; Venzal, J.M. 2005. Identificación en Uruguay de metacercaria de *Ascocotyle* (*Phagicola*) *longa* Digenea: Heterophyidae parasitando lisas, *Mugil platanus* Pisces: Mugilidae y evaluación del riesgo de zoonosis y afecciones en mascotas. *Veterinaria (Montevideo)*. 40(159-160):19-23.
- Carnevia, D.; Letamendia, M.; Perretta, A. 2010a. Primer registro del género *Chilodonella* Strand, 1926 (Ciliophora: Chilodontidae) parasitando Sábalo *Prochilodus lineatus* (Pisces: Characiformes) procedentes del Río Santa Lucía. Primer Congreso Uruguayo de Zoología, Montevideo, Uruguay. P.80.
- Carnevia, D.; Perretta, A.; Letamendia, M. 2010b. Protozoarios Del Género *Nyctotherus* (Ciliophora: Nyctotheridae) En Intestino Posterior De Bagre Armado, *Pterodoras granulosus* (Pisces: Siluriformes: Doradidae). Primera Cita. Primer Congreso Uruguayo de Zoología, Montevideo, Uruguay. P.81.
- Chai, J.Y.; Darwin-Murrell, K.; Lymbery, A.J. 2005. Lymbery. Fish-borne parasitic zoonoses: Status and issues. *International Journal for Parasitology*. 35(11-12):1233-1254.
- Chemes, S.B.; Takemoto, R.M. 2011. Diversity of parasites from Middle Paraná system freshwater fishes, Argentina. *International Journal of Biodiversity and Conservation*. 3(7):249-266.
- Darrigran, G.; Ezcurra de Drago, I. 2000. Invasion of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in America. *Nautilus*. 2:69-74.
- Delgado, E.; Fagerholm, H-P.; Ponce de León, R. 2003. Larvae of *Contraecaecum Railliet & Henry, 1912* (Nematoda, Anisakidae) in *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Pisces, Erythrinidae) from northeastern, Uruguay. *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay. VII Jornadas de Zoología del Uruguay*.
- Delgado, G.V. 2008. Determinación de larvas de anisákidos en *Cynoscion guatucupa* (Pescadilla) e *Illex argentinus* (Calamar). Tesis de Grado. Facultad de Veterinaria, UdelaR.
- Eiras, J.C.; Takemoto, R.M.; Pavanelli, G.C. 2003. Métodos de estudio y técnicas laboratoriales en parasitología de peces. Editorial Acribia, Zaragoza, España.
- Eiras, J.C.; Takemoto, R.M.; Pavanelli, G.C. 2008. *Henneguya caudicula* n. sp. (Myxozoa, Myxobolidae) a parasite of *Leporinus lacustris* (Osteichthyes, Anostomidae) from the high Paraná River, Brazil, with a revision of *Henneguya* spp infecting South America fish. *Acta Protozool.* 47:149-154.
- Falavigna, D.L.M.; Velho, L.F.M.; Pavanelli, G.C. 2003. Proteocephalidean larvae (Cestoda) in naturally infected Cyclopoid Copepods of the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*. 98(1):69-72.
- Fernández, S. 1987. Anisakiasis en productos de la pesca. *Bol. Inst. Inv. Pesqueras, Facultad de Veterinaria*. 2:13-16.
- Fortes, E.; Hoffmann, R.P.; Querol, M.V.M. 1999. Presença de *Raphidascaris* (*Sprentascaris*) *mahnerti* (Petter et Cassone, 1984) Nematoda, Anisakidae em *Loricariichthys platymetopon* (Cascudo viola) da Bacia do Rio Uruguai Médio, Uruguaiana, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Med. Vet., Rio de Janeiro*. 21:13-14.
- Garavello, J.C. 2005. Revision of genus *Steindachneridion* (Siluriformes: Pimelodidae). *Neotropical Ichthyology*. 3(4):607-623.
- Gibson, D.I.; Bray, R.A. 1986. The Hemiuridae (Digenea) of fishes from the north-east Atlantic. *Bulletin of the British Museum (Natural History). Zoology Series* 51:1-125.
- Gibson, D.; Jones, A.; Bray, R. 2002. Keys to the Trematoda. Vol. I. CAB International, London, 521 pp.
- Guidelli, G.; Tavechio, W.I.G.; Takemoto, R.M.; Pavanelli, G.C. 2006. Fauna parasitária de *Leporinus lacustris* e *Leporinus friderici* (Characiformes, Anostomidae) da Planície de Inundação do Alto Rio Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*. 28(3):281-290.

- Hamann, M.I. 1982. Parásitos del sábalo (*Prochilodus platensis* Holmberg, 1889) del Río Paraná Medio, República Argentina (Pisces, Tetragonopteridae). *Historia Natural*. 2(26):233-237.
- Hamann, M.I. 1983. Digenea parasites of freshwater fishes in northeastern Argentina (Trematoda - Digenea). *Scientific Papers of CECOAL*. 16: 1-8.
- Jones, A.; Bray, R.; Gibson, D. 2005. Keys to the Trematoda. Vol. II. CAB International, London, 745 pp.
- Khalil, L.F.; Jones, A.; Bray, R.A. 1994. Key to the cestodes of vertebrates. Wallingford: CAB International, 751 pp.
- Kohn, A.; Fernandes, B.M.M.; Baptista-Farias, M.F.D. 1997. Redescription of *Prosthenhystera obesa* (Diesing, 1850) (Callodistomidae, Digenea) with new host records and data on morphological variability. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*. 92(2): 171-179.
- Kohn, A.; Fernandes, B.M.M.; Pipolo, H.V.; Godoy, M.P. 1989. List of helminth parasites of fishes from the Passo Fundo Reservoir, Uruguay river basin. Brazil. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*. 84(3): 427-428.
- Kohn, A.; Fernandes, B.M.M.; Gibson, D.I.; Fróes, O.M. 1990. On the Brazilian species of halipegine genera (Trematoda: Derogenidae) from fishes, with new morphological data, hosts and synonyms. *Syst. Parasit.* 16:201-211.
- Langone, J.A. 2005. Notas sobre el mejillón dorado *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Bivalvia, Mytilidae) en Uruguay. *Publicación extra Museo Nacional de Historia Natural y Antropología, Montevideo*. 1: 1-18.
- Letamendía, M.; Carnevia, D.; Calone, E. 2008. Identificación de patógenos presentes en episodio de mortalidad natural, afectando a bagre porteño (*Parapimelodus valenciennis* Kröyer, 1874) en el Río Negro, Uruguay. *IX Jornadas de Zoología del Uruguay, Montevideo, Uruguay*. P. 127.
- Lizama, M.A.P.; Takemoto, R.M.; Pavanelli, G.C. 2005. Influence of host sex and age on infracommunities of metazoan parasites of *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (Prochilodontidae) of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Parasite*. 12(4):299-304.
- Lombardero, O.J.; Moriena, R.A. 1977. *Prosthenhystera obesa* (Diesing, 1850) Trematoda, Callodistomidae, parásito de la vesícula biliar de *Salminus maxillosus* (Dorado). *Revista de Medicina Veterinaria (Argentina)*. 58(1):60-63.
- López Soullier, M.; Fabiano, G.; Santana, O.; Castro, O.; Venzal, J.M.; Nieddu, M. 2007. Registro de metacercarias de *Clinostomum* sp. (TREMATODA: DIGENEA: Clinostomidae) en filetes de *Rhamdia quelen* (SILURIFORMES: Pimelodidae) de la Laguna de Castillos (Uruguay). *V Jornadas Técnicas de la Facultad de Veterinaria, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay*. P. 109-110.
- Lunaschi, L.I. 1984. Helmintos parásitos de peces de agua dulce de la Argentina. I. Tres nuevas especies del género *Saccocoeloides* Szidat, 1954 (Trematoda, Haploporidae). *Neotropica*. 83(30):41-42.
- Lunaschi, L.I. 2004. Two new species of bucephalids (Digenea: Bucephalidae) parasitic in freshwater fishes of Argentina. *Parasitology International*. 53:229-234.
- Mañé-Garzón, F.; Gascón, A. 1973. Digenea de peces de agua dulce del Uruguay. I. Una nueva especie del género *Crepidostomum* Braum, 1900 del intestino de *Asiphonichthys stenopterus*. *Rev. Biol. Uruguay*. 1: 11-13.
- Meléndrez, A.; Félix, M.L.; Castro, O.; Leites, V.; Venzal, J.M. 2010. Presencia de *Prosthenhystera obesa* (Diesing, 1850) (Digenea: Callodistomidae) en *Salminus brasiliensis* (Pisces: Characidae) en la Represa de Salto Grande. *Primer Congreso Uruguayo de Zoología, Montevideo, Uruguay*. P.223.
- Molnár, K.; Ranzani-Paiva, M.J.; Eiras, J.C.; Rodrigues, E.L. 1998. *Myxobolus macroplasmoidal* sp. nov. (Myxozoa: Myxosporidia), a parasite of the abdominal cavity of the Characid teleost, *Salminus maxillosus*, in Brazil. *Acta Protozoologica*. 37(4):241-245.
- Olazarri, J. 1983. *Biomphalaria tenagophila* d'Orb. 1835 (Moll. Gastr.) en la zona de Salto Grande. IV. Fauna de posible relación con sus poblaciones. *Comun. Soc. Malacol. Uruguay*. 6: 131-63.
- Olson, P.D.; Cribb, T.H.; Tkach, V.V.; Bray, R.A.; Littlewood, D.T.J. 2003. Phylogeny and classification of the Digenea (Platyhelminthes: Trematoda). *International Journal for Parasitology*. 33(7): 733-755.
- Pardo, C.S.; Mejía, P.K.; Navarro, V.Y.; Atencio, G.V. 2007. Prevalence and abundance of *Contracaecum* sp. of *Rubio Salminus affinis* in Sinú and San Jorge rivers: morphological description. *Rev. MVZ Córdoba*. 12(1):887-896.
- Pavanelli, G.C.; Eiras, J.C.; Takemoto, R.M. 1998. Doenças de peixes: profilaxia, diagnóstico e tratamento. Editora da Universidade Estadual de Maringá. Maringá, Paraná, Brasil. 264p.

- Perretta, A.; Carnevia, D.; Letamendia. 2010. Myxozoarios del género *Henneguya* Thélohan, 1892; parasitando sábalos en el río Uruguay. Primera cita. Primer Congreso Uruguayo de Zoología, Montevideo, Uruguay. P. 116.
- Ramallo, G.; Torres, P. 1995. Infección por larvas de *Contraecum* sp. (Nematoda, Anisakidae) en *Salminus maxillosus* (Pisces, Characidae) en el embalse de Termas de Río Hondo, Argentina. *Bol. Chil. Parasitol.* 50: 21-23.
- Rego, A.A.; Chubb, J.C.; Pavanelli, G.C. 1999. Cestodes in South America freshwater teleost fishes: keys to genera and brief description of species. *Rev. Bras. Zool.* 16:299-367.
- Skirnisson, K. 2006. *Pseudoterranova decipiens* (Nematoda: Anisakidae) larvae reported from humans in Iceland after consumption of insufficiently cooked fish. *Laeknabladid.* 92(1):21-25.
- Sverlij, S.B.; López, H.L.; Delfino Skenke, R.L.; Espinach Ros, A. 1998. Peces del Río Uruguay. Comisión Administradora Río Uruguay. 89 pp.
- Szidat, L. 1954. Trematodos nuevos de peces de agua dulce de la República de Argentina y un intento por aclarar su carácter marino. *Revista del Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales y Museo de Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", Ciencias Zoológicas.* 3: 1-85.
- Takemoto, R.M.; Pavanelli, G.C.; Lizama, M.A.P.; Lacerda, A.C.F.; Yamada, F.H.; Moreira, L.H.A.; Ceschini, T.L.; Bellay, S. 2009. Diversity of parasites of fish from the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Braz. J. Biol.* 69(Suppl. 2):691-705.
- Teixeira de Mello, F.; González-Bergonzoni, I.; Loureiro, M. 2011. Peces de agua dulce de Uruguay. PPR-MGAP. 188 pp.
- Thatcher, V.E. 2006. *Aquatic Biodiversity in Latin America. Vol. 1: Amazon fish parasites (Second edition)*, Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, 487 pp.
- Travassos, L.; Freitas, J.F.T.; Kohn, A. 1969. Trematodeos do Brasil. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, 67 (fascículo único): 1-886.
- Vogelsang, E.G. 1929. Enfermedades de Peces en el Uruguay. *An. Esc. Vet. Uruguay.* 1(2):67-69.
- Volonterio, O.; Yafé, A.; Loureiro, M. 2003. Diversity and abundance of Digenea (Platyhelminthes) in Cichlid fish (Teleostei) from Uruguay. *Actas VII Jornadas de Zoología del Uruguay.* P.99.

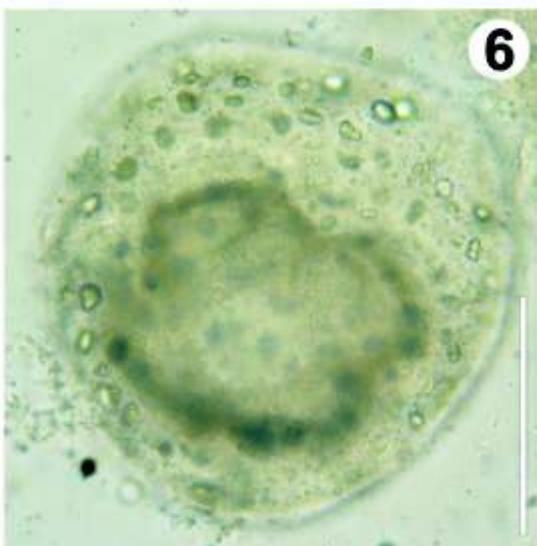
ANEXOS

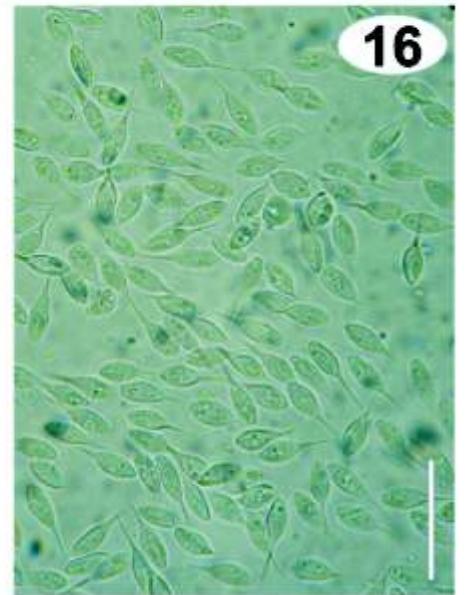
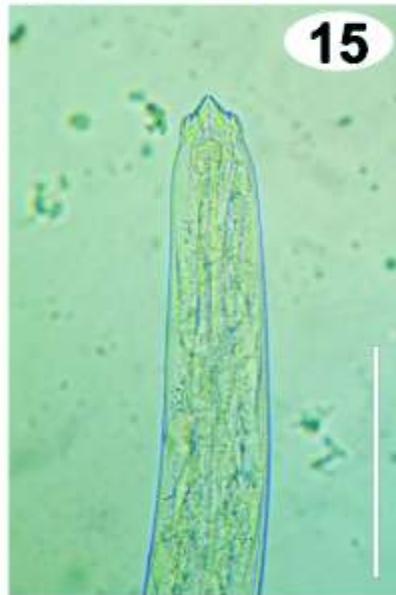
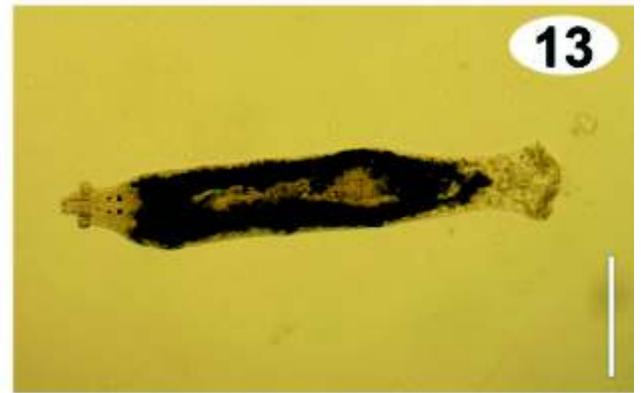
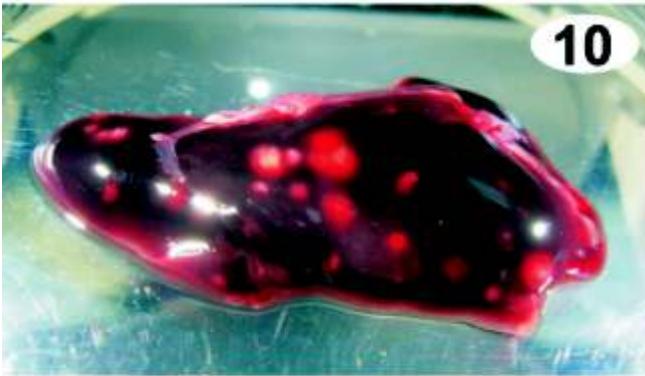
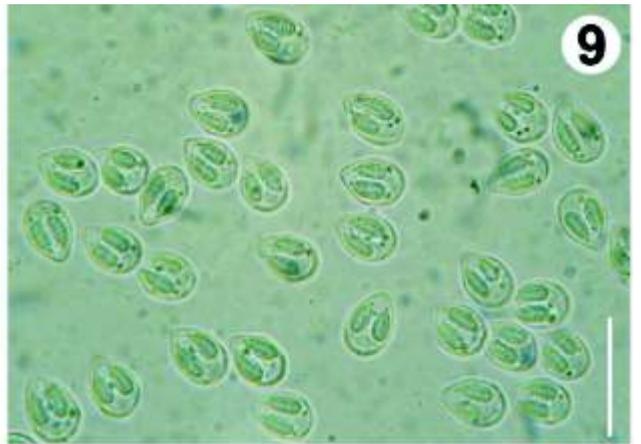
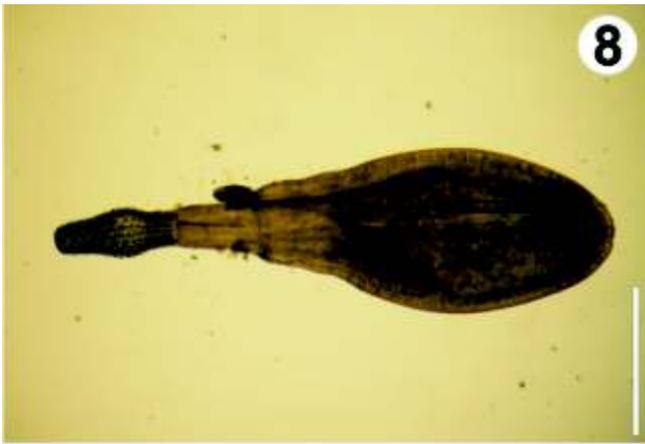
TABLA. Especies de peces y sus respectivos parásitos

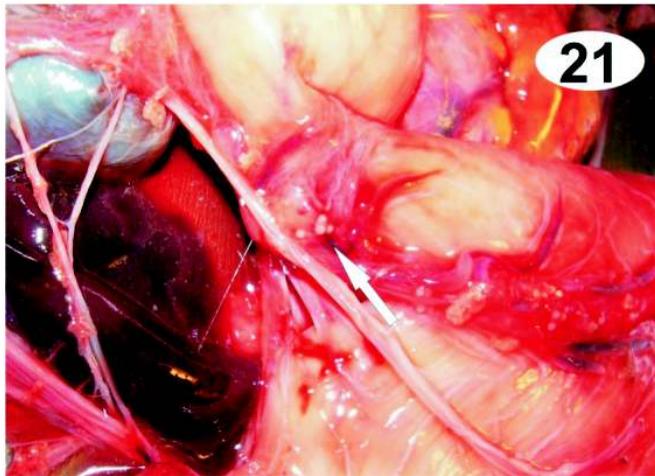
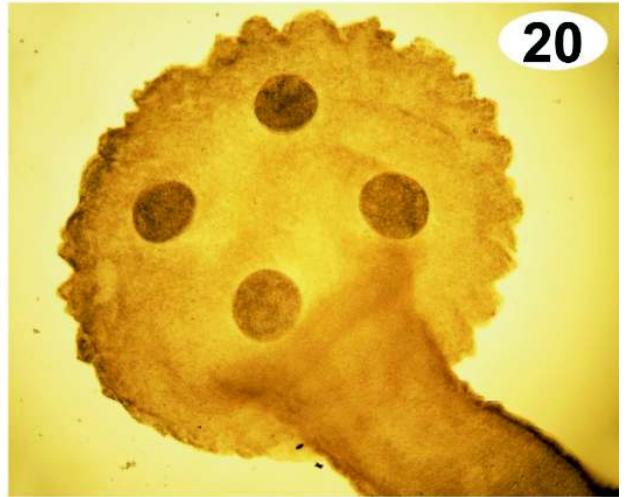
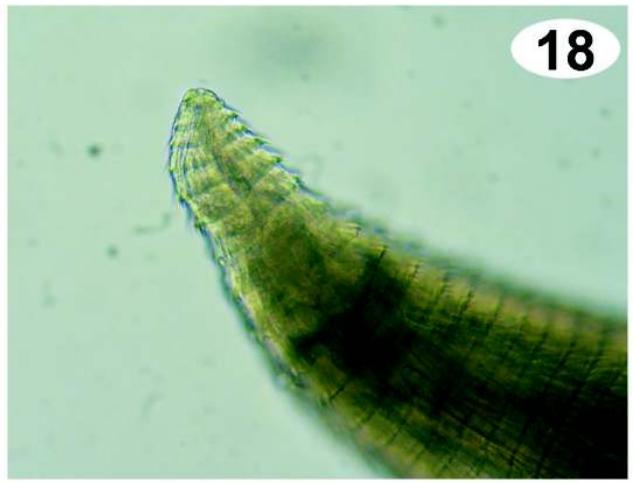
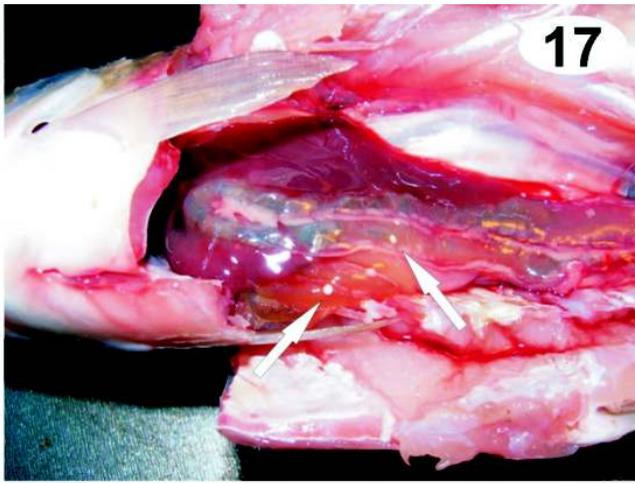
Peces	Parásitos	
	Phylum, Clase o Subclase	Familia, Género / especie
<i>Salminus brasiliensis</i>	Myxozoa	<i>Myxobolus</i> sp.
	Monogenea	<i>Anacanthorus</i> sp.
	Digenea	<i>Prosthenhystera obesa</i>
		<i>Prosorhynchoides cambapuntaensis</i>
		<i>Genarchella</i> sp.
		<i>Thometrema</i> sp.
	Cestoda	<i>Hemiuridae</i> gen. sp.
		<i>Monticelliidae</i> gen. sp.
		<i>Larva (metacestode)</i>
	Nematoda	<i>Contraecaecum</i> sp.
Acanthocephala	Larva	
Branchiura	<i>Argulidae</i> gen. sp.	
<i>Leporinus obtusidens</i>	Myxozoa	<i>Henneguya</i>
	Digenea	<i>Saccocoelioides</i> spp.
	Cestoda: Proteocephalidea	<i>Plerocercoides</i>
	Cestoda	Otros metacestodes (merocercarias)
	Nematoda	<i>Cystidicolides</i> sp.
	Branchiura	<i>Argulidae</i> gen. sp.
<i>Prochilodus lineatus</i>	Digenea	<i>Saccocoelioides</i> spp.
		<i>Colocladorchis</i> sp.
	Nematoda	<i>Spinitectus asperus</i>
<i>Luciopimelodus pati</i>	Digenea	Sin determinar
	Cestoda: Proteocephalidea	Sin determinar
	Cestoda	<i>Metacestodes (merocercarias)</i>
	Nematoda	Sin determinar
<i>Serrasalmus maculatus</i>	Digenea	Sin determinar
	Nematoda	Sin determinar
	Branchiura	<i>Argulidae</i> gen. sp.
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	Myxozoa	<i>Myxobolidae</i> gen. sp.
<i>Paraloricaria vetula</i>	Digenea	Sin determinar
	Cestoda	<i>Metacestodes (merocercarias)</i>
<i>Hypostomus</i> spp.	Digenea	Sin determinar
	Nematoda	Sin determinar
<i>Megalancistrus parananus</i>	Cestoda	<i>Metacestodes (merocercarias)</i>
<i>Potamotrygon brachyura</i>	Cestoda	<i>Tetraphyllidea</i> gen. sp.

FIGURAS

- 1- *Prosthenhystera obesa* (Digenea: Callodistomidae) del interior de la vesícula biliar de dorado. Ejemplar en fresco. Escala 1 cm.
- 2- *Prosorhynchoides cambapuntaensis* (Digenea: Bucephalidae) del intestino de dorado. Ejemplar coloreado. Escala 500 μ .
- 3- *Thometrema* sp. (Digenea: Derogenidae) del estómago de dorado. Ejemplar en fresco (fotografía unificada). Escala 1000 μ .
- 4- *Genarchella* sp. (Digenea: Derogenidae) del estómago de dorado. Ejemplar en fresco. Escala 500 μ .
- 5- Larvas de cestodos (metacestodos) enquistadas en hígado de dorado (flecha).
- 6- Quiste de cestodo con larva en su interior. Ejemplar en fresco. Escala 200 μ .
- 7- Larvas de nematodos de *Contraecum* sp. (Anisakidae) en mesenterio de dorado (flechas).
- 8- Larva de acantocéfalo (desenquistada) de pared de vesícula biliar de dorado. Ejemplar en fresco. Escala 500 μ .
- 9- Myxozoarios del género *Myxobolus* en dorado. Ejemplares en fresco. Escala 50 μ .
- 10- Quistes de *Myxobolus* en hígado de dorado (focales).
- 11- Quistes de *Myxobolus* en bazo de dorado (focales).
- 12- Parénquima hepático de dorado totalmente ocupado por quistes de *Myxobolus* (puntillado).
- 13- Monogéneo del género *Anacanthorus* (Dactylogyridae: Anacanthorinae) de dorado. Ejemplar en fresco. Escala 200 μ .
- 14- *Saccocoelioides* sp. (Digenea: Haploporidae) de intestino de boga. Ejemplar en fresco. Escala 200 μ .
- 15- Extremo anterior de *Cystidicoloides* sp. (Spirurida: Cystidicolidae) de boga. Ejemplar en fresco. 100 μ .
- 16- Myxozoarios del género *Henneguya* en boga. Ejemplares en fresco. Escala 50 μ .
- 17- Quistes de *Henneguya* en pared del aparato digestivo de boga (flechas).
- 18- Extremo anterior del nematodo *Spinitectus asperus* (Spirurida: Cystidicolidae) de sábalo. Ejemplar en fresco.
- 19,20- Escólices de cestodos proteocefálicos adultos de patí. Ejemplares frescos.
- 21- Larvas de cestodos (metacestodos) enquistadas en mesenterio de patí (flecha).







Evaluación de los potenciales impactos ambientales del uso de agroquímicos en la cuenca del Embalse de Salto Grande

Ing. Agr. MSc. Alexandra Bozzo¹ / Dra. Gabriela Eguren Iriarte² / Ing. Agr. Pancraccio Cánepa³
Ing. Agr. Nicolás Blanco⁴ / Dra. Mónica Cadenazzi⁵ / Norberto Oliva Sarthou⁶

¹ Departamento de Biología Vegetal - Cátedra de Microbiología- UNIVERSIDAD DE LA REPUBLICA.

Contacto: alebozzo@adinet.com.uy

² Laboratorio de Ecotoxicología y Química Ambiental. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias - UNIVERSIDAD DE LA REPUBLICA.

Contacto: eguren67@gmail.com

³ Asistente de Edafología Departamento de Suelos y Aguas - UNIVERSIDAD DE LA REPUBLICA

⁴ Ayudante de Edafología- Departamento de Suelos y Aguas - UNIVERSIDAD DE LA REPUBLICA

⁵ Asistente de Estadística - Facultad de Agronomía - Estación Experimental M.A. Cassinoni
Departamento de Biometría, Estadística y Cómputos. UNIVERSIDAD DE LA REPUBLICA

⁶ Ayudante Técnico especializado en SIG. Unidad de Planificación Estratégica. Área Ordenamiento Territorial, Intendencia Municipal de Salto (IMS).

I.- INTRODUCCION

I.1.- Caracterización del Embalse de Salto Grande y su área de drenaje

El embalse de Salto Grande (78000 has) es un sistema limnológico híbrido entre lago y río, compuesto por dos subsistemas (brazos laterales y curso principal). El llenado del lago se realizó durante los meses de febrero y marzo de 1979 y funciona como Central de paso, realizando una regulación diaria para atender los requerimientos de punta. Esto significa que el nivel del embalse tiene fluctuaciones diarias de no más de 0,5m por lo que puede asumirse que estamos en un régimen estacionario, con volumen constante y caudal de entrada igual al de salida.

Dicho embalse constituye un área de deposición de sedimentos provenientes de áreas deforestadas al norte del Río Uruguay, erosión de sus márgenes y áreas agrícolas circundantes. Además, por escorrentía superficial, pueden ingresar macro y micronutrientes, así como de productos fitosanitarios. Estos aportes, dependiendo de su intensidad, frecuencia y magnitud pueden representar un riesgo para la calidad de los recursos suelo y agua.

El lavado de áreas agrícolas y forestales constituye una ruta importante de entrada de poluentes en aguas superficiales y ocurre principalmente durante la estación lluviosa. Según Achkar et al. (2004), la interacción entre la escorrentía superficial y profunda (acuíferos), en épocas de crecientes e inundaciones, desencadena la degradación de las aguas subterráneas por el ingreso a los acuíferos del agua superficial contaminada.

El excedente del agua de infiltración percola y provee de agua a los acuíferos, flujo del agua subterráneo que se redistribuirá a las cuencas hidrográficas profundas y aportará agua a distintas regiones geográficas, según las características litológicas subyacentes. Esta modalidad de flujo hídrico subterráneo cumple con dos servicios ambientales fundamentales: constituye una reserva de agua que mantiene el caudal de la red de drenaje en períodos de estiaje y es una fuente de agua de gran relevancia. Si bien existen mecanismos que amortiguan los impactos ambientales sobre la calidad de los ecosistemas de agua dulce, su capacidad de resiliencia y auto regulación tiene límites, pudiendo verse sobrepasada.

Una vez superados los umbrales naturales de depuración, los impactos ambientales negativos son acumulativos, la disponibilidad de agua dulce de buena calidad se restringe y este bien natural pasa a transformarse en un bien escaso.

Las características ambientales de la región donde se encuentra el Uruguay, sobre todo en lo referente a temperatura y precipitación, hacen a este país un lugar propicio para el desarrollo de plagas y enfermedades. Frecuentes precipitaciones, seguidas de épocas sin lluvia y relativamente altas temperaturas, hacen la situación ideal para la proliferación de microorganismos, tales como bacterias y hongos, así como para el desarrollo de insectos.

En la cuenca del Embalse de Salto Grande se desarrollan principalmente los cultivos de citrus, caña de azúcar (ALUR) y arroz (cultivos principales) y en menor medida, los cultivos hortícolas (Green Frozen).

Las producciones intensivas (citrus, horticultura) implican tecnologías de producción asociadas a un alto consumo de insumos como son fitosanitarios y fertilizantes, para mantener y/o incrementar los rendimientos.

En cuanto a la producción citrícola, la Zona Norte, es la más extensa, tiene el 83% de la superficie citrícola, aproximadamente 13.500 hectáreas efectivas y es donde se concentra especialmente la producción de naranja, mandarina y pomelo. La Zona Sur sustenta el 17% de la superficie efectiva (2700 ha) y es donde se encuentra la mayoría de los montes con limón, que ocupan aproximadamente 1300 hectáreas efectivas (DIEA 2009).

En cuanto a la ricicultura, la zona norte-litoral oeste constituye la segunda zona en importancia en el país en cuanto a la superficie sembrada, con 34200 has sembradas en el año 2009 (DIEA 2009).

En relación al cultivo de caña de azúcar, se encuentra localizado exclusivamente en el departamento de Artigas. El área cosechada en Alcoholes del Uruguay S.A. (ALUR) en la zafra 2010-2011 fue de 6.480 hectáreas (DIEA 2011).

1.2.- Efectos de la descarga de contaminantes al Embalse de Salto Grande

Cuando un químico es introducido en el ambiente hay una gran probabilidad de que se mueva desde el lugar de donde fue liberado y eventualmente se distribuya sobre una amplia área geográfica. Esto sucede tanto para la sustancia original como sus metabolitos. Los procesos a los que están sometidos los fitosanitarios una vez que son liberados al ambiente dependen de varios factores, como ser: características del medio receptor, estructuras y propiedades de la sustancia, rutas de transferencia y transporte, y transformación.

Por ejemplo, la contaminación de aguas superficiales con fitosanitarios depende de la frecuencia (proximidad al momento de la aplicación del producto), intensidad y magnitud de las precipitaciones; la topografía y el tipo de suelo de la cuenca hidrográfica y de las propiedades físico-químicas de los productos (solubilidad en agua, presión de vapor, coeficientes de partición, etc.).

Dada la tasa de producción de nuevos fitosanitarios, la diversidad de condiciones de aplicación (dosis, número y momentos de aplicación) y de las características de los sitios donde son utilizados, se han desarrollado herramientas metodológicas que nos permiten estimar las concentraciones esperadas de estos compuestos en el ambiente. El objetivo final de estos modelos es comprender los procesos relevantes en el ambiente y ser capaces de predecir el impacto de las actividades humanas sobre el mismo. En química ambiental, los modelos son utilizados como sustitutos de experimentos que no pueden ser realizados en el ambiente natural (Wania, 2001). Los programas de monitoreo de campo para detectar residuos de fitosanitarios en aguas superficiales pueden ser caros, especialmente cuando los contaminantes están en bajas concentraciones, son difíciles de analizar y las características del ecosistema son tales que es necesario tomar un gran número de muestras para evaluar variaciones espaciales y temporales (Mackay et al., 1995, citado por Pérez, 2005).

En este sentido existen modelos de fugacidad como el modelo "SoilFug" desarrollado por Di Guardo et al., (1994) para predecir la concentración media de fitosanitarios en agua superficial y suelo, a escala de cuenca hidrográfica. Este modelo se basa en los eventos de lluvia asociados a la aplicación de fitosanitarios como condicionantes de los procesos de degradación y desencadenantes de mecanismos de transferencia.

Esto permite estimar las concentraciones esperadas de los compuestos aplicados bajo determinadas condiciones (dosis, tipo de suelo, área donde es aplicado el compuesto, propiedades físico-químicas del compuesto, número de aplicaciones, entre otros) y comparar los potenciales impactos de diferentes ingredientes activos usados para combatir la misma plaga o enfermedad. El modelo debe ser aplicado sobre unidades geográficas uniformes, las cuales se determinan tomando en cuenta las propiedades y textura del suelo, incluyendo el contenido en materia orgánica, la hidrología del suelo, el uso del suelo, y las precipitaciones. A escala regional las características de cada uno de éstos son variables, debido a que factores tales como el clima, topografía, tipo y uso de suelo, etc.

Se debe tener en cuenta esta heterogeneidad ambiental, ya que va a resultar en distintas intensidades de fuerzas motrices (driving forces) (Barra, 2000), que a su vez van a determinar flujos de transporte y transferencia espacialmente variables. Si no se considera la heterogeneidad espacial, se está asumiendo que los compartimentos ambientales (aire, agua, suelo) son uniformes en cuanto a composición y propiedades. Una solución para este problema es integrar este tipo de modelos con Sistemas de Información Geográfica (SIG), para poder definir Unidades Geográficas Uniformes (UGU). Las UGU, son áreas suficientemente homogéneas en sus características como para ser representadas por un único set de parámetros de transporte y comparables a las unidades de paisaje. El modelo se aplica entonces separadamente a cada UGU descrita en el área, usando los correspondientes balances hídricos y escenarios de aplicación (Barra et al., 2000).

Bozzo y Corujo realizaron el diagnóstico ambiental sobre el uso y manejo de fitosanitarios utilizados en el cultivo de cebolla en la zona de Corralito y oeste de Nueva Hespérides del departamento de Salto en el año 2006. La cebolla constituye uno de los principales cultivos hortícolas a campo que se produce en el cordón hortifrutícola del departamento de Salto en cuanto al volumen de producción, superficie sembrada y número de productores involucrados. Además es un cultivo que requiere un uso intensivo de productos debido a su susceptibilidad a enfermedades y plagas. En la zona de estudio se utilizaron 21 principios activos de fungicidas, 6 de insecticidas y 6 principios activos de herbicidas. El 86% de los predios presentó un manejo inadecuado de fitosanitarios y el 84% de ellos presentó valores intermedios y altos del Cociente Ambiental de Campo.

Las concentraciones estimadas de Mancozeb en agua se encontraron por debajo de la toxicidad acuática para *Daphnia* LC50 48 hr (g/L) y peces LC 50 96 hr (g/L), cercanos a los valores de toxicidad para fitoplancton (EC 50 72 hr (g/L) y superaron en gran medida los valores de NOEC 21 días crónico para *Daphnia Magna* en las microcuencas estudiadas. Por otro lado, las concentraciones estimadas de Carbendazim en agua a boca de la microcuenca correspondiente a la Unidad Espinillar estuvieron por debajo de la toxicidad acuática para *Daphnia* LC50 48 hr (g/L) y peces LC 50 96 hr (g/L) y fitoplancton EC 50 72 hr (g/L), y superaron en gran medida los valores de NOEC 21 días crónico (g/L), para *Daphnia Magna*.

Dentro de las consecuencias negativas que surgen de la actividad agrícola se destacan: la alteración de la fauna íctica, incluyendo la desaparición de las especies más atractivas para el consumo humano y la eutrofización con su abanico de condiciones desfavorables.

En la Figura 1 se observan los resultados de estudios de evaluación de contaminantes en tejido de peces realizados en Salto Grande durante los años 1997-2003. El producto más común ha sido Endosulfán, insecticida de alta toxicidad para peces y de próxima inclusión en el tratado de Estocolmo.

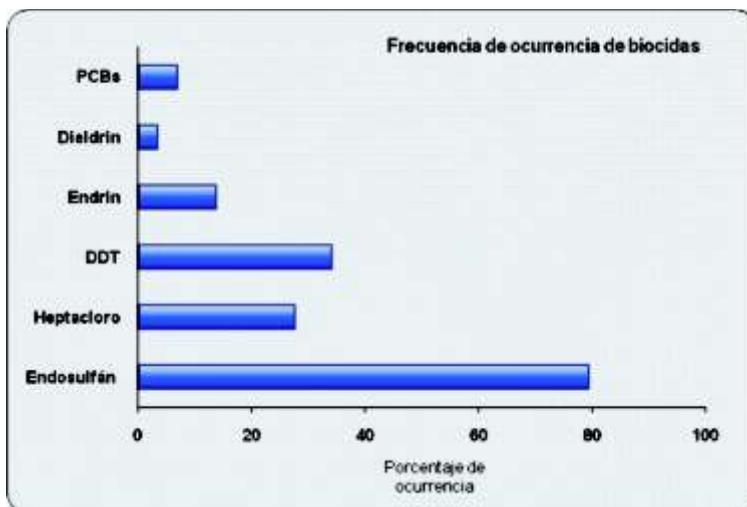


Figura 1. Frecuencia de ocurrencia de biocidas en tejido de peces en el Embalse Salto Grande (1997-2003). Fuente: CTM

Las condiciones ambientales del área de influencia del embalse de Salto Grande (clima, topografía, suelos, régimen hidrológico, calidad de aguas, riqueza florística, etc) son altamente favorables para el desarrollo de vegetación acuática.

La excesiva proliferación de hidrófitos, tiene innegables efectos adversos de mayor o menor cuantía y esas influencias negativas son posibles conocerlas en la calidad de aguas, en la fauna íctica, en la navegación de mediano o pequeño porte, actividades de recreación, conformación del paisaje y funcionamiento de la represa. Por otro lado también favorece la creación de hábitat hábiles, para la multiplicación de artrópodos y moluscos indeseables.

El embalse Salto Grande es propenso al desarrollo de algas, especialmente cianofitas, durante el primer cuatrimestre. Este proceso es la respuesta natural a un sistema excesivamente rico en nutrientes, con un extenso desarrollo de su línea de riberas. La baja renovación del agua facilita enormemente el desarrollo de las algas.

Los problemas asociados a la eutrofización se deben fundamentalmente a que las oscilaciones del nivel de agua del lago impiden la estabilización de los ecosistemas, manteniendo a éstos, en etapas muy primarias de la sucesión.

En los casos que se citan, la alta productividad biológica se desvía hacia la cadena del detritus, la que es ineficiente cuando se agota el O₂ presente. Sin embargo está regulado exclusivamente por los caudales erogados que ejercen una marcada influencia.

2.- OBJETIVOS

2.1.- OBJETIVOS GENERALES

- I) Realizar un diagnóstico sobre el uso y manejo de fitosanitarios utilizados en las principales actividades agrícolas (ricicultura, horticultura, citricultura, etc) desarrolladas en la cuenca del Embalse de Salto Grande.
- II) Estimar las concentraciones de los fitosanitarios de mayor riesgo en las aguas superficiales y suelo mediante el Modelo de Fugacidad "SoilFug".
- III) Evaluar el riesgo de aquellos fitosanitarios seleccionados mediante la comparación de las concentraciones ambientales esperadas (PEC) en aguas superficiales, calculadas a partir del modelo Soilfug, con "end-points" toxicológicos para tres niveles tróficos en agua (fitoplancton, zooplancton y peces) y un "end-point" toxicológico para suelo (lombriz de tierra).
- IV) Validar el Modelo SoilFug.

2.2.- OBJETIVOS ESPECÍFICO

- I- Caracterizar el uso y manejo de fitosanitarios en las principales actividades agrícolas desarrolladas en la cuenca del Embalse de Salto Grande mediante la determinación de Índices de Riesgo Ambiental.
- II- Identificar aquellos productos que presenten un mayor Cociente Ambiental de Campo (EQ*) y estimar sus concentraciones en los diferentes compartimentos ambientales.
- III- Determinar los tipos de suelo presentes en la cuenca del Embalse de Salto Grande y sus propiedades físicas y químicas que determinan la dinámica de los contaminantes (macro y microporosidad, textura, C orgánico).
- IV- Determinar las características hidrológicas de las cuencas y el balance hídrico para evaluar el escurrimiento hacia los cursos de agua.
- V- Evaluar la información ecotoxicológica disponible de los productos seleccionados para tres niveles tróficos, productores primarios (fitoplancton), consumidores primarios (zooplancton) y consumidores secundarios o terciarios (peces) en el ambiente acuático y para los detritívoros (lombriz de tierra) en el ambiente terrestre.
- VI- Evaluar el nivel de riesgo que representan los fitosanitarios seleccionados para los ambientes acuático y terrestre.

VII-Determinar las concentraciones de los fitosanitarios de mayor riesgo ecotoxicológico en el Embalse así como las concentraciones de N, P y los parámetros: Demanda biológica de Oxígeno (DBO) y Demanda química de oxígeno (DQO).

VIII-Si las concentraciones detectadas en agua implican un potencial riesgo ecotoxicológico determinar sus niveles en tejidos de peces de importancia comercial.

VIII-Generar un SIG, como herramienta operativa para la digitalización de las microcuencas, elaboración de la caracterización y diagnóstico ambiental del área de estudio.

3.- METODOLOGIA

Si bien el proyecto comprende el área de drenaje del embalse (margen uruguaya), se realizará un estudio más detallado en dos microcuencas representativas de las principales actividades agrícolas desarrolladas en el área de estudio. Por tanto, en primer instancia se realizará una salida piloto para identificar los usos del suelo de las cuencas de la margen uruguaya que drenan al embalse y se seleccionarán las microcuencas.

A partir de las cartas topográficas, del suelo del área de estudio y los datos georreferenciados relevados en la salida de campo (localización de chacras y sus respectivos usos) se iniciará la elaboración de un sistema de información geográfica. A partir de ello se podrá mapear y caracterizar espacialmente las actividades agrícolas.

En función de los usos del suelo predominantes se elaborarán y realizarán encuestas a productores y técnicos/asesores, las que permitirán caracterizar el manejo agrícola del área de estudio y en particular de los sistemas de producción desarrollados en las dos microcuencas seleccionadas. Dichas encuestas permitirán recopilar la información predial referente a productos aplicados, número de aplicaciones y momentos de aplicación, manejo de los fitosanitarios dentro del predio y la superficie en los cuales se aplican.

Una vez recopilada la información sobre los fitosanitarios utilizados, éstos serán categorizados según su potencial impacto ambiental y riesgo ecotoxicológico. En función de dicha clasificación serán seleccionados al menos dos principios activos de cada grupo de compuestos (herbicidas, fungicidas e insecticidas) y se aplicará el modelo SoilFug. Esto permitirá estimar las concentraciones esperadas en suelos y agua superficial de cada microcuenca, y determinar si las cargas representan un riesgo para la vida acuática o salud del suelo; así como los períodos críticos o de mayor peligro.

El nivel de riesgo de cada producto fitosanitario será determinado en función de: manejo de los fitosanitarios dentro del predio, superficie en la que son aplicados, dosis y frecuencia de aplicaciones, impacto ambiental y efectos ecotoxicológicos, entre otros.

Conjuntamente con la realización de las encuestas a productores se coleccionarán muestras de suelo, agua, sedimentos y peces en las microcuencas bajo estudio para la determinación de fitosanitarios, la caracterización de las mismas, la validación del modelo de fugacidad: SoilFug y la evaluación del impacto ambiental.

Los resultados serán procesados y analizados con el programa estadístico SAS. (SAS Institute, 1999).

La información obtenida del estudio será incorporada en un Sistema de Información Geográfica mediante el software ARC-VIEW Gis 9.0.

4.- RESULTADOS ESPERADOS, RELEVANCIA E IMPACTO DE LOS MISMOS TANTO PARA EL GRUPO DE INVESTIGACIÓN COMO PARA LA CONTRAPARTE Y EL SECTOR DE LA SOCIEDAD Y/O PRODUCCIÓN.

Por medio de este proyecto se espera lograr cuantificar el impacto generado por el uso de agroquímicos en las actividades agrícolas de dos microcuencas correspondientes al Embalse de Salto Grande.

La validación del Modelo SoilFug en la microcuenca del Embalse de Salto con cultivos agrícolas asociados a un uso intensivo de fitosanitarios, permitiría contar con una herramienta capaz de predecir las concentraciones en aguas superficiales y suelo y en consecuencia poder implementar manejos adecuados que tiendan a mitigar los impactos ambientales y mejorar la sustentabilidad del sistema.

Por otra parte, el diagnóstico sobre el uso y manejo de agroquímicos que realizan en los establecimientos, las determinaciones de los agroquímicos en agua y suelo y la evaluación del nivel de riesgo que representan para los ambientes acuático y terrestre, permitiría a los productores involucrados tomar conocimiento sobre el uso y manejo de los productos que están llevando a cabo en su predio y realizar un manejo integrado mediante la reducción del número de aplicaciones, selección y utilización de productos adecuados combinado con medidas culturales, físicas, genéticas.

Se implementará un manejo racional de fitosanitarios que tienda a obtener productos con niveles de éstos por debajo de los mínimos permitidos mejorando la calidad de vida en la sociedad en su conjunto.

5.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACHKAR, M.; CAYSSIALS, R.; DOMINGUEZ, A.; PESCE, F. (2004). Hacia un Uruguay Sustentable. Gestión de Cuencas Hidrográficas. Programa Uruguay Sustentable. REDES-AT. Montevideo 64pp.
- BARRA, R., VIGHI, M., MAFFIOLI, G., DI GUARDO, A., FERRARIO, P., 2000. Coupling Soilfug Model and GIS for predicting pesticide pollution of surface water at watershed level. Environmental Science and Technology: 34:4425-4433.
- BOZZO, A.; CORUJO, A. (2010). Diagnóstico Ambiental sobre el manejo de los fitosanitarios en el cultivo de cebolla en el departamento de Salto-Uruguay. Curso Curricular de Maestría en Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias (UDELAR).
- COMISION TECNICA MIXTA DE SALTO GRANDE (1983). PROGRAMA DE DESARROLLO AMBIENTAL. CTM-PNUMA. Informe final.
- DIEA, MGAP. 2009. (en línea). Encuesta de arroz, zafra 2009-2010. www.mgap.gub.uy.
- DIEA, MGAP. 2009. (en línea). Encuesta citrícola. "Primavera 2009". .
- DIEA, MGAP. 2011. Cultivo de caña de azúcar y Producción industrial. Zafra 2010-2011. www.mgap.gub.uy.
- DI GUARDO, A.; CALAMARI, D.; ZANIN G.; CONSALTER A.; MACKAY, D. (1994). A fugacity model of pesticide runoff to surface water: development and validation. Chemosphere, Vol. 28, N° 3. 511-531pp.
- MACKAY, D.; WANIA, F, 1995. Transport of contaminants to the Arctic: Partitioning, processes and models. Science Total Environment. 160-161:25-38.
- PEREZ, V. 2005. Evaluación del riesgo de fitosanitarios asociados al cultivo de papas en Laguna del Sauce (Departamento de Maldonado, Uruguay). Tesis Licenciada en Ciencias Biológicas. Montevideo. Uruguay. 92 p.
- SAS INSTITUTE. 1999. SAS/STAT; versión 8.0. Cary, North Carolina 1 disco compacto, 8mm.
- WANIA, F., 2001. Multi-compartmental models of contaminant fate in the environment. NILU Norwegian Institute for Air Research. Tromso, Norway. Yanggen D., Cole D., Crissman C., Sherwood S., 2003. Ecosystem Health

Descripción de la Invasión del Mejillón Dorado en instalaciones mecánicas de la Represa de Salto Grande

Ing. Roberto Glaser

Colaboraron: Ing. Daniel Raimondo - Ing. Pedro Benítez - Ing. Anibal Tissoni

Area de Mantenimiento Mecánico, Gerencia de Generación. Comisión Técnica Mixta de Salto Grande.

Contacto: glaserr@saltogrande.org

INTRODUCCION

Como es de conocimiento general, la represa de Salto Grande, al igual que toda la zona del lago/río, ha sido invadida por un bivalvo exótico, denominado MEJILLON DORADO o LIMNOPERNA FORTUNEI, proveniente del sudeste asiático.

Sentimos los primeros efectos hace unos doce años, cuando los observamos presentes en nuestros filtros de agua de refrigeración de las Unidades Hidrogeneradoras y otros equipos.

Este mejillón tiene la capacidad de adherirse a las superficies, luego de aproximadamente dos semanas de vida, durante las cuales desarrolla un velo que utiliza para fijarse, cuando todavía tiene el tamaño de unos 220-400 micrones, según la temperatura.

Dado que casi todos nuestros filtros están diseñados para detener partículas mucho mayores; por lo tanto el mejillón no tiene ningún inconveniente en pasar por ellos y prenderse donde más le convenga.

Una vez adheridos, abren sus valvas filtrando el plancton, de la corriente de agua que pasa frente a ellos, con el que se alimentan. Por estas razones de alimentación, es que no suelen quedarse en apéndices de tuberías, con agua estancadas. Al contrario, observando la foto N°1 se aprecia que prefieren quedarse casi en contacto con las perforaciones de la malla de filtros, donde el caudal de agua local es mayor y a la vez el mismo flujo ayuda a mantenerlo presionado sobre la superficie. En la misma foto se observa un sector interno del filtro, sin mejillones debido a que la corriente de agua que por esos agujeros sale, tiende a desprenderlos, demandándoles mayor esfuerzo por mantenerse en posición.

Nuestros filtros están compuestos de mallas o chapa perforada, con agujeros de unos pocos milímetros de diámetro; 4 a 6 mm; salvo uno en especial que es del orden de los 40 micrones. Como todo filtro, producen una cierta pérdida de carga, al flujo de agua que por allí circula, pues una malla filtrante representa de alguna manera un obstáculo al movimiento de agua en las cañerías. Por lo tanto cada filtro, según su función, está diseñado para una determinada superficie de filtrado, que con su correspondiente calibre de malla y frente a la presión de entrada de agua, logran el caudal que el punto de consumo requiere. Esto significa que si quisiéramos reducir los agujeros de las mallas filtrantes, para detener las larvas, tendríamos que multiplicar desmedidamente la superficie filtrante de la misma malla en ese filtro.

En la medida que los filtros se ensucian, unos manómetros convenientemente dispuestos, señalan un aumento en la diferencia de presión entre la entrada y la salida del filtro, lo que implica la necesidad de limpiarlos, ya sea de suciedad, de mejillones o por ambas causas.

Pues bien, sucede que las larvas de los mejillones están en condiciones de adherirse a las superficies de filtros y cañerías, mientras la velocidad absoluta del agua respecto a las partes fijas, no supere la velocidad de 1,5 m/s aproximadamente. Esta condición de baja velocidad relativa y perisférica, se da en muchos sectores de las cañerías y filtros. Por lo tanto como ya dijéramos anteriormente, ellos no tienen ningún problema en prenderse para aprovechar el flujo de agua, que al pasar, los alimenta.

RESULTADOS Y DISCUSION

Describiremos brevemente a continuación, algunos de los puntos donde se asienta el Mejillón Dorado, que en mayor o menor medida trae consecuencias en el mantenimiento.

CIRCUITO DE REFRIGERACIÓN DE AGUA DE LAS UNIDADES HIDROGENERADORAS

Este circuito nace en una reja de toma que da al lago, pasa por todos los puntos de refrigeración de las Unidades Hidrogeneradoras a través de tuberías de acero y desemboca en el río. El movimiento de agua se establece gracias a la impulsión que provoca la diferencia de nivel entre lago y río. Es decir se parece a una caída natural de agua pero sin los efectos del golpe final. Para decirlo de otra manera, al no haber agresivas bombas que pudieran dañarlos, la cosa se les debe parecer a ellos como un tobogán acuático del cual disfrutan y eligen para quedarse.

La secuencia de reparaciones de las Unidades Hidrogeneradoras está programada por razones técnicas, para una periodicidad de 7 años. En cada una de esas oportunidades, junto con las reparaciones electromecánicas, se limpia gran parte del circuito de cañerías y los intercambiadores de calor. Parece ser un período de tiempo suficientemente propicio, como para que no se desarrollen colonias de mejillones demasiado densas, que lleguen a perjudicar seriamente las instalaciones, ni comprometan su funcionamiento. No sabemos concretamente si períodos de mantenimiento más prolongados, pudieran afectarnos de otra manera.

Pareciera que las limpiezas periódicas son una forma automática de limitarlos, obligándolos a recomenzar su colonización nuevamente cada vez. Según el sitio de que se trate y los problemas que nos acarrea, es la solución que implementamos, como ser:

FILTROS PRIMARIOS

Aquí no trae mayores consecuencias, debido a la facilidad de acceso para su limpieza, con solo cerrar las válvulas antes y después de los mismos, se lo destapa y limpia. Aunque sí la cantidad suele ser importante.

Foto N° 1, que pertenece a este sistema.



Foto N°1

En la foto N° 2 se aprecia el acumulado de la limpieza de un par de estos filtros, que llenan dos medios tamborones. En un día se arrojan aproximadamente 100 litros de mejillones.

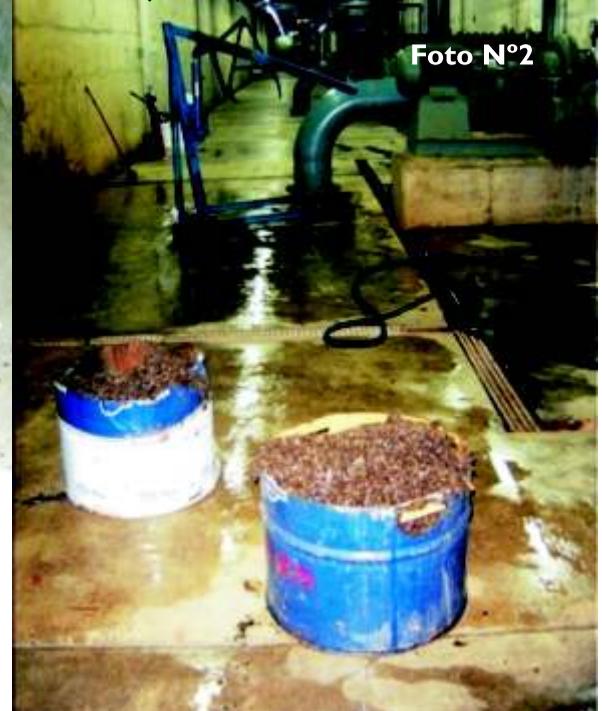


Foto N°2



Foto N°3

INTERIOR DE CAÑERIAS

En otros casos como ser las cañerías que van desde la entrada con sus \varnothing 500 mm hasta los intercambiadores de \varnothing 14 mm, el problema es variable según la velocidad del agua en el trayecto local. Esto se debe a que el mejillón es capaz de sujetarse con su velo adherente, cuando las velocidades del agua no son importantes. Cuando la velocidad es mayor a 1,5 m/seg, no logran

tomarse de las paredes o de ellos mismos en capas sucesivas. Por esta razón aunque logren prenderse en un principio, sobre cañerías de baja velocidad, el estrangulamiento que producen en la sección, en la medida que van colonizando ese, se va agravando, hasta que la velocidad del agua, intenta ser mayor a la que resiste el mejillón y es allí donde se detiene el proceso, dejando libre un determinado pasaje; posiblemente no apropiado para la finalidad de refrigeración de la máquina, dado que establecen una pérdida de carga adicional. Ver foto N° 3

INCONVENIENTES POR AGLOMERACIÓN DE MEJILLONES

En otro caso se presentan dificultades cuando el aglomerado de mejillones obstruye movimientos mecánicos, como ser pernos de enganche de Tableros de Cierre de Unidades, que habiendo permanecido un tiempo bajo el agua, tiene un acumulado de mejillones, a granel y desprendidos, producto de nuestra propia limpieza, que interfieren con los ganchos de las Vigas Pescadoras, que deben tomarse de allí para izar los tableros.

Parecen problemas simples, pero el hecho de estar sumergidos a muchos metros genera complicaciones para quitarlos. En este caso se instalaron unas mangueras en las cercanías de los ganchos de la Viga Pescadora, que apuntan al sitio donde deben calzar los mismos con el perno del Tablero, ver FOTO N° 4, que muestra los chorros de agua apuntando a la zona de los ganchos. Estos picos con agua a presión remueven la zona del enganche, quitando los mejillones del sitio de interferencia.

La FOTO N° 5, muestra un detalle del dispositivo limpiador de un gancho.



La FOTO N° 6, muestra el aglomerado de mejillones, que el chorro de agua, estando sumergido, desplazó de un sitio a otro, es decir desde la caja donde calza el gancho, hacia un costado entre dos costillas del tablero, donde no molestan.



AGLOMERACION EN LAS COMPUERTAS DETOMA

En otros casos los mejillones aglomerados en un sitio, son capaces de resistir, aunque aplastados y muertos, muchas toneladas de peso produciendo interferencias entre metales que debieran quedar en contacto, como ser el caso de las Compuertas de Toma, o también Tableros Auxiliares de Cierre que, cuando se las baja luego de un cierto tiempo, arrastran hacia abajo los mejillones que se hallan prendidos a las guías, acumulando así en el fondo una capa "inaplastable" que impide sellar a las mismas contra el umbral de asiento. En ese caso se recurre a dispositivos de arrastre de agua similares al visto recientemente, o bien si no resulta, se contratan buzos que limpian los umbrales manualmente, debido a lo inaccesible del sitio.

La FOTO N° 7 muestra un dispositivo sujeto a un Tablero Auxiliar de Cierre, hecho con mangueras de incendio, que en este caso barre los mejillones depositados en el umbral de sello de las compuertas,

La FOTO N° 8, lo muestra desde otro ángulo y funcionando fuera del agua. Al estar sumergido, el chorro de agua dispuesto rasante al sello de goma del tablero, arrastra a los mejillones a otro sitio donde no comprometan el sellado de los mismos.



Foto N°7



Foto N°8

LIMPIEZA DE CAMARA ESPIRAL

En general todas las superficies de la represa afectadas por mejillones adheridos, tienen el agravante de retener barro y otros residuos que componen el lodo del fondo del lago y hacen de por sí mucho más complicadas las tareas de limpieza, por el solo hecho de no encontrar una superficie lisa. Tal es el caso de la Cámara Espiral de las Unidades Hidrogeneradoras. Esta gran cámara de hormigón, es la encargada de ordenar el agua hacia el distribuidor de la máquina, que tiene por finalidad encauzarla finalmente al rodete de la turbina.

Hasta hace unos diez años atrás, este sitio se limpiaba del barro y pescados sin mayores inconvenientes en un par de días, mediante un enjuague con mangueras a presión, descargando lodos por arrastre hacia la rejilla de desagote. Actualmente las paredes parcialmente cubiertas de mejillones hacen que la limpieza dure alrededor de diez días, inclusive con el aporte de un sistema de bombeo que se instala especialmente cada vez que se desagota una Unidad para su reparación periódica de mantenimiento.

La instalación consiste en un circuito de dos bombas especiales conectadas en serie, que juntas logran vencer los 30 metros de altura que hay desde el punto de toma de bombeo hasta la calle de la cota 27, donde se disponía de un camión volcador para cargar los mejillones y depositarlos en un pozo de tierra. Actualmente se los reincorpora directamente al río, por quedar demostrado que no afecta la ecología local.

El dispositivo tiene tramos de caños metálicos \varnothing 110 y otros de manguera. La FOTO N° 9, muestra un paso de la construcción de la cañería de bombeo. La FOTO N° 10, muestra etapas del transporte de los caños.

La bomba inferior (especial para lodos), es la que succiona desde una laguna de agua sucia, que es el fondo de la cámara espiral, donde se van acumulando los mejillones. Ellos se arrancan de las paredes mediante la acción de gruesas mangueras de agua a presión. También se limpian los barros y mejillones acumulados en las costillas de las compuertas.

Foto N°9



Foto N°10



La FOTO N° 11 muestra el fondo de la Cámara Espiral, desde donde succiona la primera bomba.

La bomba intermedia situada a mitad de camino, termina dándole la fuerza necesaria, a la mezcla de agua, barro y mejillones, para elevarla hasta la calle, desde donde se los vuelca nuevamente al río. Ver FOTO N° 12

La FOTO N° 13 muestra el proceso de carga al camión, donde por simple derrame del agua, se separaba de los mejillones.

La FOTO N° 14, muestra el proceso de descarga en el foso de tierra, donde se puede apreciar la cantidad de mejillones de cada viaje.

Foto N° 11



Foto N° 12

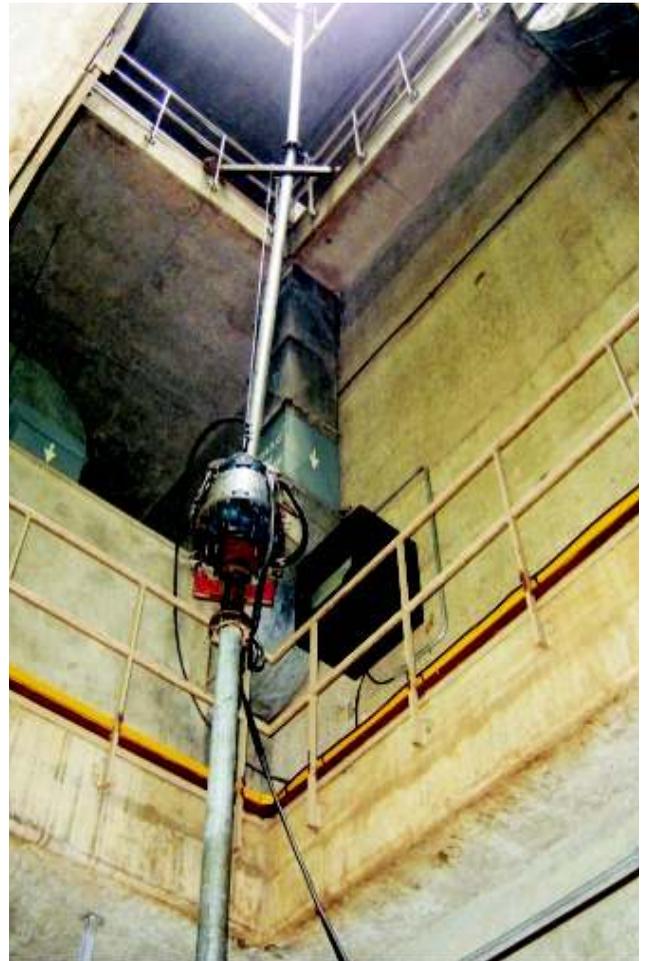


Foto N° 13



Foto N° 14

SELLO DE TRABAJO DE LAS UNIDADES

Han aparecido florecimientos en interior del sello de trabajo de las Unidades Hidrogeneradoras (entre carbones), pudiendo ocasionar algún desgaste en ellos en alguna condición particular y fuera de su zona de trabajo

CIRCUITO DE ENFRIAMIENTO DEL COJINETE DE EMPUJE AXIAL DE LAS UNIDADES

Por su adherencia en las tapas de enfriadores que se desarman durante el mantenimiento y obstruyendo los intercambiadores.

En la FOTO N° 15, se observan acumulaciones incipientes sobre una tapa, que se adhieren debido a la baja velocidad del agua en ese sector.

En la foto N° 16 se aprecia el lavado a presión que requieren los caños intercambiadores

Foto N°15

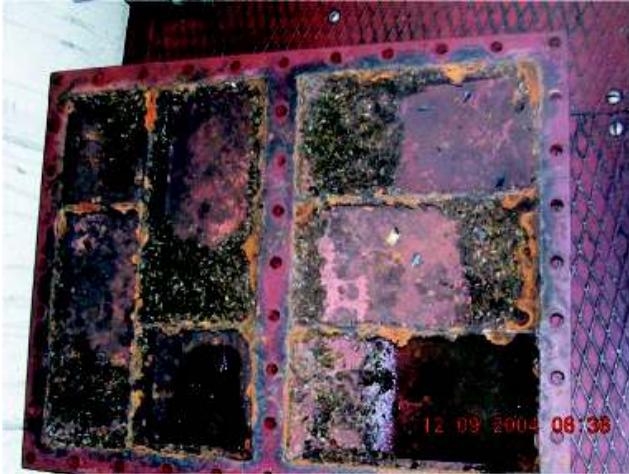
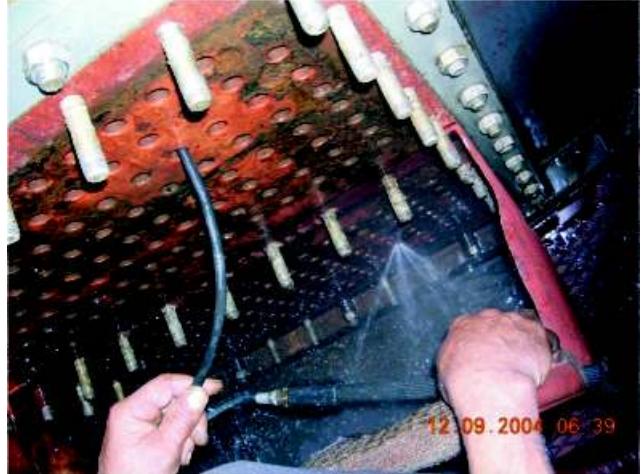


Foto N°16



EN LAS PARTES ROTANTES

En el interior del cono rodete, cuando son expuestos al aire durante el desagote de la Unidad aparecen fuertes olores que obligan a realizar limpieza o a tapar provisoriamente el sitio.

EN EL DISTRIBUIDOR

También se los ha encontrado cuando se retiran los portabujes de los muñones de los álabes del distribuidor, generalmente por pérdidas a través de los sellos. Los mejillones son arrastrados con las pérdidas y se alojan en zonas internas. Ver FOTOS N° 17; 18 y 19.

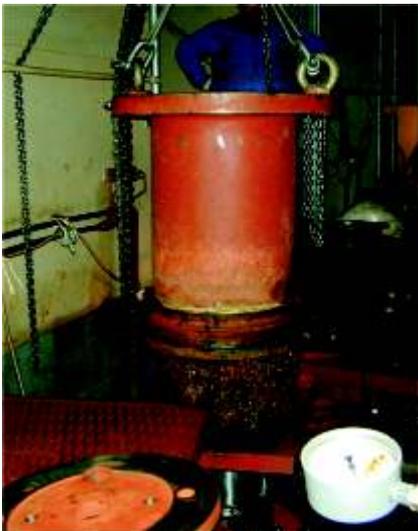


Foto N°17



Foto N°18



Foto N°19

CONCLUSIONES

Como resumen de esta exposición, podemos decir que la presencia de los mejillones, causa serios trastornos que terminan en lo económico.

En general nos obligan a dedicar medios y tiempos adicionales, en los programas de mantenimiento que incluyen desagote de las Unidades Hidrogeneradoras.

Nos obligan a extender los contratos de limpieza por varios días, mermando la disponibilidad en las unidades de nuestro propio personal técnico.

No nos ha afectado sobre la producción directa de energía, pues hasta ahora no tuvimos salidas de servicio por esa causa.

El bivalvo invasor *Limnoperna Fortunei* en Salto Grande: interacciones con el ecosistema

Demetrio Boltovskoy / Daniel Cataldo

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" (MACN).
Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Pabellón 2, Ciudad Universitaria de Núñez, 1428 Buenos Aires, Argentina

INTRODUCCIÓN

Una de las consecuencias del Cambio Global, derivada de la interacción de personas y mercaderías entre los países del mundo, son los impactos ecológicos de la invasión de especies exóticas ha causado importantes efectos en ambientes terrestres (Coulter y Cousek et al. 1996). Los cambios ecológicos derivados de la invasión de especies foráneas en general, y de moluscos en particular, están principalmente asociados con el crecimiento desmedido de sus poblaciones (Carlton 2002).

El caso del molusco bivalvo *Dreissena polymorpha* (el "Zebra mussel" o molusco cebra), que entró en los EEUU alrededor de 1987 y actualmente está presente en más de la mitad del territorio de ese país, constituye probablemente uno de los fenómenos de impacto debido a bivalvos más intensamente estudiado en el mundo. *D. polymorpha* se adhiere a sustratos duros y crece descontroladamente sobre prácticamente cualquier tipo de superficie provocando serios inconvenientes de bioincrustación en las instalaciones industriales.

Si bien la relativamente aislada posición geográfica de la Argentina, así como su moderado comercio internacional, mantienen al país a salvo de inmigraciones indeseables frecuentes (Boltovskoy et al. en prensa), nuestro territorio no es inmune a estas invasiones (Orensanz et al. 2002). Alrededor de 1991 apareció en las costas del Río de la Plata el molusco bivalvo invasor *Limnoperna fortunei*. Actualmente, a 20 años de su ingreso, esta especie domina ampliamente la fauna bentónica de prácticamente todo el sistema del Paraná-Río de la Plata alcanzando densidades de más de 200,000 individuos por metro cuadrado, y cubriendo hasta el Pantanal y el estado de Minas Gerais (Brasil), hacia el norte, y hasta Río III, hacia el oeste (Darrigran 2002; Boltovskoy et al. 2006; Fig. 1).

L. fortunei es un mitílido de agua dulce originario del sudeste asiático, común en los ríos de China y Hong Kong (Morton 1977). Se trata de una especie epifaunal que vive adherida a todo tipo de sustratos duros o medianamente compactados naturales y artificiales tales como rocas, madera, metal, cemento, plásticos, vidrios, e incluso valvas de otros moluscos. *Limnoperna* es dioica, con una larva nadadora de vida libre en su ciclo que coloniza nuevos sitios aguas abajo. Su longevidad oscila alrededor de los dos a tres años, pudiendo alcanzar una talla máxima de 3-4 cm (Boltovskoy y Cataldo 1999).

Los hábitos y características generales de *L. fortunei* son muy semejantes a los del molusco cebra: muy altas tasas de reproducción, tamaño reducido, ubicuidad y adaptabilidad, modo de vida sedentario, fijándose al sustrato duro por medio de los filamentos del biso (Boltovskoy y Cataldo 1999; Boltovskoy et al. 1999; Cataldo y Boltovskoy 2000). El crecimiento incontrolado de las poblaciones de *Limnoperna* sobre cañerías, filtros, rejillas subacuáticas, etc. causa problemas en la mayoría de las plantas energéticas e industriales que utilizan agua de los ríos Paraná-Río de La Plata para su funcionamiento, como destilerías de hidrocarburos (por ejemplo, Shell CAPSA SA, en Dock Sud), plantas térmicas (Central Puerto) y nucleares de generación de energía eléctrica (Atucha I, Embalse), hidroeléctricas (Itaipú, Yacyretá, Salto Grande), destilerías de alcohol, etc.

Si bien taxonómicamente *Limnoperna* y *Dreissena* están separados a nivel de familia, en ambos casos las influencias que ejercen sobre los ecosistemas que invaden, así como sobre las actividades humanas, derivan de su expansión incontrolada monopolizando el uso del espacio y los recursos energéticos disponibles. *D. polymorpha*, originaria de los mares Caspio y Negro, ha estado invadiendo cuerpos de agua dulce europeos desde fines del siglo XIX. Solamente en los países de la ex-Unión Soviética se han publicado, sobre este animal, más de 2000 trabajos de investigación (Karatayev et al. 1997, 1998). Desde su invasión en América del Norte, EEUU y Canadá produjeron varios cientos de publicaciones sobre *Dreissena* y pusieron en marcha decenas de programas dedicados exclusivamente a la evaluación y difusión de medidas preventivas y de control de su impacto.

En las dos décadas que pasaron desde su ingreso en nuestro país, numerosas investigaciones mostraron que la influencia de *Limnoperna* sobre los ecosistemas puede ser más profunda aún que la de *Dreissena*. Es interesante observar que estas influencias no son necesariamente solo negativas. Hay efectos de resultado aún incierto, así como algunos que podrían ser (o, a veces, percibirse como) positivos, incluyendo la aceleración en el reciclado de nutrientes y consiguiente “purificación” de las aguas, la utilización del animal como monitor biológico de contaminación, la creación de sustrato duro para el asentamiento de otras especies, el suministro de alimento a otras especies, etc. (ver más abajo).

Esta presentación tiene por finalidad brindar una breve reseña de la historia y mecanismo del poblamiento del embalse de Salto Grande por parte de esta especie y recapitular los efectos potenciales y conocidos que esta colonización ha tenido sobre el ecosistema. Los resultados expuestos están basados en gran medida en investigaciones llevadas a cabo desde 2004 hasta la actualidad en el marco de convenios con la CTMSG. Estos trabajos contaron con la permanente colaboración y apoyo del personal del área ambiental de la CTMSG, sin los cuales su realización no hubiera sido posible.

HISTORIA Y MECANISMOS DE LA COLONIZACIÓN

Luego de su ingreso al Río de la Plata a principios de los años 90 (Pastorino et al. 1993), a lo largo del Río Paraná L. fortunei avanzó aguas arriba a una velocidad promedio de unos 250 km por año (Boltovskoy et al. 2006). El molusco apareció en Atucha (aproximadamente 130 km al norte de Buenos Aires) en 1996, y casi al mismo tiempo unos 1300 km más al norte, en Corrientes (Fig. 1). En el 2000 ya había llegado al Pantanal sobre el Río Paraguay (2000 km aguas arriba). A lo largo del Paraná y sus tributarios los moluscos se registraron en el Estado de São Paulo (Brasil) en 2002 (Avelaret al. 2004), y en San Simão, en el Río Paranaíba, un tributario del Paraná, en 2003 (3000 km aguas arriba del Río de la Plata).

A diferencia del Paraná, en el Río Uruguay la colonización fue casi 10 veces más lenta. En los ríos Negro y Yí el bivalvo se registró por primera vez en 1999 (Clemente y Brugnoli 2000), y en Salto Grande en agosto de 2001 (A. Otaegui com. pers.). El tamaño de los animales observados en Salto Grande sugiere que la especie llegó al lugar cerca de un año antes (Boltovskoy y Cataldo 1999). Salto Grande se encuentra a 350 km al norte del Río de la Plata; en consecuencia, el avance de la invasión aguas arriba fue, hasta ese momento, de solamente unos 30 km por año. Hacia 2010 el embalse completo ya se encontraba enteramente colonizado (E. Paolucci, com. pers.)

La dispersión de las especies introducidas se puede producir mediante dos mecanismos diferentes: de manera centrífuga, gradualmente a partir de un epicentro, o en forma de oleadas discretas de largo alcance, a modo de saltos (Maclsaac et al. 2001). La expansión gradual se caracteriza por el establecimiento inicial y el crecimiento poblacional, seguido por la dispersión paulatina a áreas vecinas, de manera tal que la velocidad de ampliación del rango geográfico es proporcional al aumento de la población y al tiempo transcurrido desde la colonización inicial. La dispersión en oleadas, por otro lado, depende principalmente de la disponibilidad de vectores de distribución de largo alcance, ya sea naturales (tormentas o vientos fuertes, inundaciones), o de origen antrópico (buques, actividades pesqueras, turismo, etc.)

El contraste entre la dispersión de *Limnoperna* en los ríos Paraná y Uruguay responde a las diferencias entre estos dos modos de distribución. El Río Paraná tiene un tráfico intenso durante todo el año, que afecta desde su desembocadura al Río de la Plata hasta la ciudad de Corumbá (Brasil), en el Pantanal, unos 2200 km aguas arriba. El volumen de mercaderías transportado anualmente excede los 7 millones de toneladas, y afecta no solamente a la hidrovía Paraguay-Paraná, sino también numerosos tributarios menores. La colonización de estos cursos de agua fue mediante oleadas: las larvas umbonadas se asientan sobre los cascos de las embarcaciones y en cuestión de días o semanas son transportadas centenares de kilómetros aguas arriba donde maduran y desovan generando nuevos centros de dispersión de la especie (Fig. 2). Este tipo de dispersión depende poco de la distancia, pero sí de las características de la especie: la capacidad de *Limnoperna* de vivir adherida a superficies duras resulta, en este sentido, un rasgo clave que le ha permitido colonizar prácticamente toda la cuenca en muy poco tiempo.

A diferencia del Paraná, en el Río Uruguay los buques oceánicos solamente llegan hasta Nueva Palmira,

unos 5 km de la cabecera del estuario del Río de la Plata. Entre este puerto y Concepción del Uruguay (200 km) el tráfico comercial es muy limitado, mientras que en los siguientes 150 km, entre Concepción del Uruguay y Salto Grande la navegación está restringida a la pesca artesanal localizada y la actividad deportiva.

En el año 2003, a 2-3 años de su primer registro en Salto Grande, *L. fortunei* estaba presente en densidades altas desde la represa hasta Santa Ana y Constitución, a unos 30-40 km aguas arriba de la presa. A unos kilómetros al norte de Constitución, en Espinillar, el bivalvo también estaba presente pero ya en densidades muy bajas (menos de un animal por metro cuadrado), y 5 km al norte de Santa Ana ya no se encontraba (Fig. 1).

Desde el punto de vista ambiental el Río Uruguay es aún más adecuado para la proliferación de *Limnoperna* que el Paraná porque, a diferencia de éste, su fondo y sus costas disponen de mucho más sustrato duro, rocoso, apto para el asentamiento del molusco. En consecuencia, estas diferencias en la extensión del rango geográfico de la especie se deben, seguramente, a las disimilitudes entre ambos ríos en la disponibilidad de vectores de dispersión. Debe destacarse que para los moluscos bisados de agua dulce se han descrito más de 20 mecanismos de dispersión (Carlton 1993). Sin embargo, para *Limnoperna* la mayoría de éstos son, seguramente, comparativamente menos importantes que la dispersión por parte de barcos. El transporte por aves, peces y mamíferos acuáticos debe ser limitado porque los animales son normalmente digeridos y/o destruidos antes de su egestión (Penchaszadeh et al. 2000; Cataldo et al. 2002). La reversión ocasional del flujo del agua debida a fuertes vientos del sur puede causar advección de larvas aguas arriba. Las actividades náuticas deportivas, así como el movimiento de las embarcaciones pesqueras y de Prefectura, también pueden ayudar a la dispersión. De hecho, una embarcación "contaminada" con adultos de *Limnoperna* adheridos a su casco fue, seguramente, el vector que inició la colonización del Embalse de Río Tercero, en la Provincia de Córdoba.

EFFECTOS DE LIMNOPERNA SOBRE EL ECOSISTEMA

Actualmente no hay dudas de que *L. fortunei* ha tenido impactos negativos sobre la gran mayoría de las instalaciones industriales que utilizan aguas "contaminadas" con el bivalvo para sus procesos (Cataldo et al. 2003; Perepelizin y Boltovskoy 2011). Sin embargo, sus efectos potenciales y conocidos sobre el ecosistema son más difíciles de calificar. Algunos de ellos son claramente negativos desde el punto de vista del aprovechamiento del recurso hídrico por parte del hombre, pero hay otros que podrían ser neutros y algunos hasta positivos.

Reciclado de nutrientes

El consumo de material orgánico particulado por parte del molusco, su digestión y oxidación biológica aceleran sensiblemente el reciclado de nutrientes en los cuerpos de agua colonizados. Experiencias realizadas en Salto Grande utilizando mesocosmos de 400 L con y sin *Limnoperna* indican que, en los tratamientos de control (sin *Limnoperna*) los niveles de amonio, nitratos y fosfatos caen muy sensiblemente al cabo de algunos días (por su consumo por parte de las algas), mientras que en presencia del bivalvo aumentan de 2 a 10 veces luego de 4 semanas de incubación (Fig. 3). Este efecto puede ser muy rápido, como lo demuestran experiencias de 24 horas llevadas a cabo con aguas del Río de la Plata y del Embalse de Río Tercero (en condiciones de laboratorio y de mesocosmos, respectivamente) (Fig. 4).

Los efectos de la presencia de *Limnoperna* sobre las concentraciones de nutrientes a largo plazo se investigaron en el Embalse de Río Tercero, colonizado por el molusco alrededor de 1998 (Fig. 1). La comparación de los valores medios de amonio, fosfatos y fósforo y nitrógeno totales en el período anterior a la invasión (1996 a 2004) indican valores sensiblemente menores a los registrados luego de ésta (2005 a 2007) (Boltovskoy et al., 2009).

Consumo de material orgánico particulado, incluyendo fito y zooplancton

Sylvester et al. (2005, 2006), utilizando cultivos del alga *Chlorella vulgaris*, estimaron que las tasas de filtración máximas de *Limnoperna fortunei* oscilan entre 125 y 350 mL de agua por hora, con valores extremos de 45 a 514 mL/h. Las mismas cifras expresadas en función del peso seco individual son 9,9 a 29,5 mL/mg/h. Para *L. fortunei*, 1 g de tejido seco equivale aproximadamente a 10 g de peso húmedo escurrido (sin valvas), y a 50 g de peso (vivo) total (con valvas). En consecuencia, las tasas de filtración en función del peso seco de tejidos son

990-2,950 mL/g/h, y del peso total 198-590 mL/g/h. Estas tasas de clareado, sin embargo, representan valores teóricos máximos. Estimaciones más realistas, basadas en alimento natural, arrojan valores más moderados: aproximadamente 1 a 3 mL/mg peso seco/h, para aguas del Río de la Plata y del Embalse de Río Tercero (Fig. 5).

Al igual que en otros moluscos, estas tasas de filtración varían sustancialmente en función de varios factores, en particular la talla de los animales y la temperatura del agua. En términos absolutos, los ejemplares más grandes filtran más agua por unidad de tiempo que los más pequeños, pero las variaciones individuales son muy altas. Sin embargo, cuando los valores de filtración se refieren a la talla de los moluscos, se observa que los ejemplares de menor talla son proporcionalmente más activos procesando entre un 60% y un 80% más agua que los adultos. Estas diferencias confirman un comportamiento semejante al de muchos otros bivalvos, atribuible, entre otros factores, a la mayor demanda metabólica de los juveniles, y a que la relación superficie de las branquias vs. tamaño total disminuye sensiblemente con la edad (Sylvester et al. 2005, 2006; Kryger y Riisgård 1988; Reeders y Bij de Vaate 1990).

En incubaciones de 24 horas llevadas a cabo con aguas del Río de la Plata (en dispositivos recirculantes de laboratorio), y con aguas del Embalse de Río Tercero (en mesocosmos de 400 L), se observó que, en las experiencias con moluscos, las concentraciones de células fitoplanctónicas iniciales en el medio disminuyen entre un 60-50% y un >99% a partir de la 6 horas (Fig. 6). Experiencias de mayor duración llevadas a cabo en Salto Grande indican, sin embargo, que las densidades algales se recuperan y estabilizan al cabo de 1-2 semanas, aunque manteniéndose siempre muy por debajo de los valores observados en los testigos sin el filtrador (Fig. 7). La disminución en la densidad de algas también se refleja claramente en los valores decrecientes de clorofila a en el agua (Fig. 7).

Es importante destacar los mejillones no se alimentan solamente de fitoplancton. Según estimaciones de Sylvester et al. (2005), en el delta inferior del Río Paraná, dependiendo de la época del año y la edad de los animales considerados, el fitoplancton puede llegar a cubrir menos del 10% de los requerimientos metabólicos del molusco. Este cálculo solamente considera los requerimientos metabólicos correspondientes a la respiración, y por tanto subestima las necesidades energéticas totales en el largo plazo (crecimiento, reproducción, secreciones, etc.). Además, las tasas de filtración consideradas probablemente son máximos teóricos, y no promedios, lo cual subraya más aún la insuficiencia del fitoplancton como alimento de *L. fortunei*. En consecuencia, el fitoplancton seguramente sólo representa una pequeña fracción de la dieta de *L. fortunei*, mientras que el resto se complementa con materia orgánica particulada de otro origen.

Otra fuente importante de alimentación para el mejillón dorado es el zooplancton. Mediante análisis de muestras de campo y experiencias de laboratorio, Rojas Molina et al. (2010) demostraron que los adultos de *Limnoperna* son activos consumidores de zooplancton. Los pláncteres de 50 a 1200 μ m de longitud constituyen el mayor aporte de biomasa a la dieta del molusco. *L. fortunei* ejerce una depredación selectiva sobre el zooplancton forzando cambios en la composición de especies y en la estructura de tallas de la comunidad.

La retención del material particulado en suspensión en el agua, el consumo de su fracción orgánica, y la deposición de heces y pseudoheces ricas en material orgánico en el fondo tiene efectos muy importantes tanto sobre las comunidades bentónicas (ver más abajo), como sobre la columna de agua. El efecto más importante sobre ésta última es la clarificación del agua. En el Embalse de Río Tercero, varias propiedades del agua se modificaron sensiblemente con la invasión del molusco, ocurrida alrededor de 1998. Entre 2002 y 2007 la transparencia del agua aumentó entre 1.5 y 2.4 veces con respecto al período 1996-2004 (130%), y la cantidad de material particulado en suspensión en el agua disminuyó 28-42% (Fig. 8). La clorofila a y la producción primaria bruta reaccionaron algo más tardíamente, cayendo, en 2007-2007, al 65% y 59% (respectivamente) de los valores del período 1996-2003 (Fig. 8; Boltovskoy et al. 2009). Los cambios más importantes se observaron en aquéllos sectores del embalse donde la densidad de moluscos es mayor.

Considerando que este embalse tiene un volumen de alrededor de 0.48 km³ y que la cantidad de mejillones que alberga es de 45 x 10¹⁰ (cuarenta y cinco mil millones), y asumiendo una tasa de filtración conservativa de 5 mL/mg peso seco/hora, el volumen total de este lago teóricamente podría ser filtrado cada 2-3 días.

Efectos sobre la vegetación fanerogámica y otros organismos

La clarificación de la columna de agua y el consumo de fitoplancton tienen efectos sinérgicos sobre otro componente habitual de los cuerpos de agua dulce: las plantas superiores sumergidas. El aumento en la transparencia del agua permite a estas plantas sobrevivir a mayores profundidades, mientras que la eliminación del fitoplancton aumenta para ellas la disponibilidad de nutrientes (principalmente fosfatos y nitratos) disueltos en el agua. Este fenómeno ha sido notado en el Embalse de Río Tercero, donde desde la invasión del molusco aumentó sensiblemente el área ocupada por plantas sumergidas (*Elodea callitrichoides*). Probablemente en asociación con esto también aumentaron muy significativamente las poblaciones de gallaretas (*Fulica* spp.) (Boltovskoy et al. 2009). Un efecto semejante se ha observado también para el perifiton en varios cuerpos de agua, incluyendo Salto Grande.

Efectos sobre la fauna bentónica

Sylvester et al. (2007), sobre la base de un trabajo de campo de 17 meses de duración, demostraron que prácticamente todos los invertebrados analizados (*Oligochaeta*, *Nematoda*, *Rotifera*, *Copepoda*, *Gastropoda*, *Hirudinea*, *Chironomidae*, nauplii) son más numerosos (27 a 100% de aumento) y están representados por biomasa más alta (43 a 100% más) en las zonas de los sustratos experimentales ocupadas por *Limnoperna* que en los sectores desprovistos del bivalvo (Fig. 9). Sardiña et al. (2008), usando un diseño experimental algo diferente, concluyeron que tanto la diversidad como la biomasa de los invertebrados acompañantes aumentan muy significativamente en presencia de colonias de moluscos vivos (en comparación con “colonias” de valvas vacías y de áreas sin bivalvos). Los organismos más beneficiados fueron los oligoquetos.

Estos resultados confirman que, desde el punto de vista de su impacto sobre la fauna bentónica, *Limnoperna* tiene efectos semejantes a muchos otros bivalvos investigados previamente en el sentido de aumentar tanto la cantidad de especies como su densidad (Stewart y Haynes 1994, Botts et al. 1996, Thayer et al. 1997, Ricciardi et al. 1997, Stewart et al. 1998). Este efecto se debe tanto al aumento en la disponibilidad de materia orgánica debido a la acumulación de heces y pseudoheces del bivalvo, como a la protección y aumento en la complejidad estructural del sustrato que representa una colonia de mejillones (en comparación con un sustrato desnudo).

El estuario del Río de la Plata exporta al mar entre 1 y 2 millones de toneladas de carbono orgánico particulado al año (Depetris y Kempe 1993, Guerrero et al. 1997). Antes de la introducción de *Limnoperna*, no había en esta cuenca organismos filtradores en abundancia que pudieran retener este material en las aguas dulces y evitar su egreso al mar. Con la invasión y dispersión del bivalvo a lo largo de prácticamente todos los ríos del sistema, la cantidad de carbono orgánico particulado que se retiene y aprovecha debe ser mucho mayor, aunque aún estamos lejos de poder cuantificar de esta diferencia.

Efectos sobre las algas formadoras de floraciones

Con el fin de analizar los efectos de *Limnoperna* sobre las poblaciones algales, en Salto Grande se llevó a cabo una experiencia usando 6 mesocosmos de 400 L cada uno: en dos de ellos se ubicaron 100 moluscos, en otros dos 300 moluscos, y 2 se retuvieron en calidad de controles (sin moluscos). Los mesocosmos fueron muestreados 0, 1, 2, 3, 7, 14, 21, 28, y 35 días después de llenados (con agua del lugar), midiéndose nutrientes y clorofila *a* y realizando recuentos, identificaciones y mediciones de las algas presentes. Se hizo especial hincapié en *Microcystis* spp., el alga causante de fuertes floraciones estivales. Las densidades de esta cianofita, las proporciones de sus células en estado agregado, colonial (y no solitario), y el tamaño de estas colonias aumentaron en todos los mesocosmos, pero los aumentos fueron dramática y muy significativamente mayores en los mesocosmos con 100 y, sobre todo, con 300 moluscos, que en los controles (Fig. 10 y 11).

En concordancia con lo observado para *Dreissena*, estos resultados sugieren que, si bien *Limnoperna* consume *Microcystis*, en presencia del molusco esta alga aumenta en importancia. Ello podría deberse a tres factores concomitantes. En primer lugar, la mayor disponibilidad de nutrientes, y sobre todo los cambios en la relación N:P debidos a la mineralización por parte del mejillón, pueden favorecer de manera diferencial a las cianofitas, menos dependientes del N disuelto en el agua (tal como se observara repetidamente para el molusco cebra). En segundo lugar, si bien *Limnoperna* puede consumir partículas grandes (Rojas Molina et al. 2010), su

alimento principal lo constituyen las partículas pequeñas, de menos de 100 µm (Rückert et al. 2004; Sylvester et al. 2005; Cataldo et al. 2008). En consecuencia, cuando tiene a su disposición una mezcla de partículas de diferente tamaño, ejerce mayor presión de filtración sobre las más chicas, aumentando, de esta manera, la proporción de las mayores, es decir de las colonias (Vanderploeg et al. 2002). Finalmente, la formación de colonias por parte de *Microcystis* puede deberse a estímulos de tipo químico producto de la presencia del predador en el medio (Lürling y van Donk 1997; Lürling 1999). En consecuencia, es muy probable que la presencia de *Limnoperna* en Salto Grande haya potenciado las floraciones de cianofíceas en el embalse.

Los efectos de *Limnoperna* sobre las cianofíceas no parecen ser un mecanismo simple y lineal, sino que también parece haber respuestas de reacción complejas y condicionadas por factores ambientales. La serie ininterrumpida de datos de densidad de larvas en el embalse Salto Grande disponible desde el año 2004 (Figs. 12, 13) ilustra varios fenómenos interesantes:

- (1) Los meses reproductivamente activos son los de primavera (septiembre) a otoño (mayo) (Fig. 14);
- (2) En la mayoría de los años (2004 a 2008), en la mitad del verano (enero) se observa una fuerte caída en la densidad de larvas en el embalse, frecuentemente hasta su desaparición casi total (Fig. 12, 14);
- (3) Esta disminución en la actividad reproductiva no se observa en 2009 ni en 2010;
- (4) A diferencia de los años anteriores, en 2009 y 2010 se observan muy fuertes crecidas de nivel del agua inmediatamente antes y/o durante el período históricamente caracterizado por la disminución en la actividad reproductiva.

Estos datos sugieren que, en la mitad del verano, cuando típicamente las floraciones de cianofíceas están en su apogeo, la reproducción de *Limnoperna* es afectada adversamente por las altas densidades algales y, muy probablemente, por la liberación de microcistina al medio. La respuesta al impacto de las floraciones algales puede estar dada por la interrupción en la producción de gametas, por la mortalidad de las gametas o su incapacidad de fertilizarse, o por la mortalidad de las larvas. Cualquiera sea el caso, la toxicidad no parece afectar a los adultos ya que en el mes de febrero-marzo, cuando las floraciones menguan, la densidad de larvas asciende nuevamente a valores cercanos a los de diciembre (Fig. 14). El hecho de que la ausencia de esta interrupción estival coincida con eventos de aguas muy altas (en 2009 y 2010), que a su vez implican mayor caudal, menor estratificación, menor tiempo de residencia del agua, todos factores adversos a la formación de floraciones algales, refuerza esta explicación.

Oferta de alimento para peces adultos

Las interacciones tróficas con los peces de la cuenca son particularmente interesantes porque el molusco representa una muy abundante fuente de alimento nueva, no disponible anteriormente. Al menos 16 especies de peces del Paraná y Río de la Plata consumen *L. fortunei*, incluyendo armados (*Pterodoras granulosus*, *Oxydoras kneri*), bogas (*Leporinus obtusidens*), carpas (*Cyprinus carpio*), bagres amarillos (*Pimelodus maculatus*), viejas de agua (*Loricaria loricaria vetula* y *Loricaria loricaria nudiventris*) y otras (Montalto et al. 1999; Ferriz et al. 2000; Penchaszadeh et al. 2000; Cataldo et al. 2002).

Algunas, como *Pterodoras granulosus* y *Leporinus obtusidens*, se alimentan preferentemente de este recurso, sobre todo en el verano cuando hasta el 100% de los ejemplares analizados tienen sus estómagos colmados por restos del bivalvo (Ferriz et al. 2000; Penchaszadeh et al. 2000; Cataldo et al. 2002). Experimentos de predación sobre sustratos colonizados con *Limnoperna* indican que los moluscos son muy activamente consumidos por los predadores, presumiblemente en primer lugar peces, quienes eliminan más del 80% de la producción del bivalvo. Esto representa una cosecha de ca. 6 kg de bivalvos por metro cuadrado por año (Sylvester et al. 2007). Además de los peces, se ha sugerido que hay 3 especies de mamíferos acuáticos, varias especies de aves, y numerosos invertebrados (crustáceos, hirudíneos, gasterópodos) que pueden consumir a *Limnoperna* (Sylvester et al., 2007).

Este impacto no está restringido a las especies que consumen *Limnoperna* directamente, sino que se extiende a muchas otras que se benefician indirectamente, como muchas de las formas de mayor talla que se alimentan sobre otros peces (e.g., *Pseudoplatystoma fasciatum*, *Pseudoplatystoma coruscans*, *Salminus maxillosus*, *Hoplias malabaricus*, *Paulicea luetkeni*, *Luciopimelodus pati*, etc.). Además, la actividad filtradora del

bivalvo implica la transferencia de materia orgánica de la columna de agua (seston orgánico) a los sedimentos (en forma de heces y pseudoheces), enriqueciendo la fuente de alimentación más importante de los peces iliófagos, los más importantes de la cuenca. El sábalo (*Prochilodus lineatus*), por ejemplo, que se alimenta de depósitos, representa más del 60% la biomasa de peces de la cuenca (Sverlij et al. 1993). Sedimentos más ricos en materia orgánica favoreces a estas especies, beneficiando indirectamente a las ictiófagas que se alimentan de ellas (Sverlij et al. 1993; Iwaskiw 2001). La modificación de la dieta no solamente representa un cambio cuantitativo, sino también uno cualitativo, en virtud del cual varias especies han mudado sus hábitos principalmente herbívoros a una dieta de mayor calidad con una importante proporción de proteínas de origen animal provenientes de los moluscos (Ferriz et al. 2000). Es probable que el incremento en los desembarcos de peces de agua dulce observado en la Argentina desde mitades de la década del 1990 (Fig. 15) esté asociada con la introducción y expansión de *Limnoperna* en la Cuenca del Plata (Boltovskoy et al. 2006).

Oferta de alimento para larvas de peces

No sólo los peces adultos se benefician de los bivalvos: las larvas y juveniles planctívoros de varias especies también consumen altas cantidades de velíferas de *L. fortunei*.

Paolucci (2007, 2010a, b) analizó la frecuencia de ocurrencia y la biomasa de las velíferas y de las otras presas encontradas en el contenido estomacal de 4437 larvas de peces colectadas en ríos del sistema del Paraguay, Paraná, Uruguay y ambientes asociados a éstos. De los 25 taxones de peces registrados, 18 tenían velíferas de *L. fortunei* en su tracto digestivo, representando cerca del 90% del ictioplancton colectado en estos ambientes. Mientras que en las lagunas marginales y el embalse de Salto Grande la proporción de larvas con velíferas de *L. fortunei* en su tracto digestivo fue de alrededor de 20%, en el canal principal de los ríos estudiados varió entre 14,2% (río Paraguay) y 68,4% (río Paraná). De las 825 larvas con contenido estomacal, 135 (16%) consumieron exclusivamente larvas de *L. fortunei*, y el 20% (169 peces) tuvieron *L. fortunei* y algunas otra presa. Para aquellos ejemplares que consumieron larvas de *L. fortunei* y algún otro ítem, las velíferas representaron el mayor aporte en biomasa en 59,7% de los animales. La comparación de las proporciones relativas de los principales componentes del zooplancton en el agua y en contenido estomacal de las larvas de peces indica que *L. fortunei* fue seleccionada positivamente por varias de las especies más abundantes, como *P. lineatus* y protolarvas de pimelodinos.

Las larvas de sábalo, *P. lineatus*, cuyos adultos representan más del 60% de la biomasa íctica en la cuenca del Río de la Plata, fueron utilizadas para estudiar experimentalmente su selectividad alimentaria sobre las velíferas de *L. fortunei*, concluyendo que las larvas del molusco son preferidas por los estadios de desarrollo más tempranos del pez (Paolucci et al. 2010b). A medida que las larvas crecen comienzan a preñar sobre presas más grandes como cladóceros y copépodos. Para evaluar los efectos de este cambio dietario en el crecimiento de *P. lineatus*, Paolucci et al (2010b) llevaron a cabo experimentos en los cuales se alimentaron larvas recién eclosionadas de *P. lineatus* con dietas con proporciones variables de larvas de *Limnoperna*. Las proporciones de velíferas en contenido estomacal fueron siempre superiores a las suministradas en la dieta. Las larvas alimentadas con una dieta enriquecida en velíferas crecieron significativamente más (tanto en peso como el largo) que aquellas alimentadas con menos velíferas o sin ellas.

Competencia con moluscos y otros organismos locales

En varios ambientes se han observado diferentes especies de moluscos (principalmente uniócidos, aunque también corbicúlidos y algunos gasterópodos) cuyas valvas estaban parcial o totalmente colonizadas por *Limnoperna* (Mansur et al. 2003). Obviamente, esta carga debe restringir la movilidad de los animales y afectar su desarrollo.

Dispersión de parásitos de peces

Ogawa et al. (2004) encontraron que, conjuntamente con *Limnoperna*, en Japón se introdujeron trematodes parásitos de peces ciprínidos que tienen a este molusco como hospedador intermediario.

Comentarios finales

La introducción de especies tiene una larga historia de problemas que han afectado tanto a las actividades humanas, como a innumerables ecosistemas (Pimentel et al. 2000). La profusión de impactos negativos documentados claramente muestra que estos eventos implican muchos más daños que beneficios. Sin embargo, a pesar del creciente interés en este problema, es muy probable que la cantidad de especies transplantadas por las actividades humanas siga en aumento (Byers et al. 2002). Dado que los recursos económicos son siempre un factor importante, los organismos de control y toma de decisiones deben decidir qué especies introducidas deben ser controladas inmediatamente, cuales deberán ser encaradas si y cuando los recursos disponibles lo permitan, y cuales deberán ser ignoradas. Estas decisiones deben estar basadas en análisis fundamentados y exhaustivos de los impactos potenciales y demostrados de las especies en cuestión, cuyo estudio debe balancear sus efectos negativos y positivos. Sin embargo, una vez que la invasión se produjo, los esfuerzos de la investigación generalmente se orientan a la evaluación del daño, mientras que los efectos positivos reciben poca atención.

En el caso de *Limnoperna fortunei* los trabajos llevados a cabo en los últimos 15 años han mostrado claramente algunos efectos que podrían ser considerados como positivos (por ejemplo, clarificación del agua, oferta de alimento a peces y otros organismos, aumento de la diversidad y la biomasa de la fauna bentónica), pero también indican impactos fuertemente negativos. Entre éstos últimos, el más importante probablemente sea la facilitación de las floraciones de algas toxigénicas.

BIBLIOGRAFÍA

- Avelar WEP, Martim SL, Vianna MP. 2004. A new occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker 1856) (Bivalvia, Mytilidae) in the State of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 64:739-742.
- Boltovskoy D, Almada P, Correa N. En prensa. Biological invasions: assessment of threat from ballast-water discharge in Patagonian (Argentina) ports. *Environmental Science and Policy*.
- Boltovskoy D, Cataldo D, 1999. Population dynamics of *Limnoperna fortunei*, an invasive fouling mollusc, in the lower Paraná river (Argentina). *Biofouling* 14:255-263.
- Boltovskoy D, Correa N, Cataldo D, Stripeikis J, Tudino M. 1997. Environmental stress on *Corbicula fluminea* (Bivalvia) in the Paraná river delta (Argentina): complex pollution-related disruption of population structures. *Archiv für Hydrobiologie* 138:483-507.
- Boltovskoy D, Correa N, Cataldo D, Sylvester F. 2006. Dispersion and impact of invasive freshwater bivalves: *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. *Biological Invasions* 8:947-963.
- Boltovskoy D, Correa N, Cataldo D. 1996. Los invasores (nuevos habitantes del delta). *Bienvenido a Bordo* 80:28-30.
- Boltovskoy D, Izaguirre I, Correa N. 1995. Feeding selectivity of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) on natural phytoplankton. *Hydrobiologia* 312:171-182.
- Boltovskoy D, Karatayev A, Burlakova L, Cataldo D, Karatayev V, Sylvester F, Mariñelarena A. 2009. Significant ecosystem-wide effects of the swiftly spreading invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia* 36:271-285.
- Boltovskoy D, Sylvester F, Otaegui A, Leites V, Cataldo D. 2009. Environmental modulation of the reproductive activity of the invasive mussel *Limnoperna fortunei* in South America. *Austral Ecology* 37:719-730.
- Botts PS, Patterson BA, Schloesser DW. 1996. Zebra Mussel effects on benthic invertebrates: Physical or biotic? *Journal of the North American Benthological Society* 15:179-184.
- Byers JE, Reichard S, Randall JM, Parker IM, Smith CS, Lonsdale WM, Atkinson IAE, Seastedt TR, Williamson M, Chornesky E and Hayes D. 2002. Directing research to reduce the impacts of nonindigenous species. *Conservation Biology* 16:630-640.
- Carlton JT. 1993. Dispersal mechanisms of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*). En: *Zebra Mussels: Biology, Impact, and Control* (TF Nalepa, DW Schloesser, eds.), Lewis Publishers, Boca Raton, pp.677-697.
- Carlton JT. 2002. Bioinvasion ecology: assessing invasion impact and scale. En: *Invasive aquatic species of Europe. distribution, impacts, and management* (E. Leppäkoski, S. Gollasch, S. Olenin, eds.), Kluwer, Dordrecht, pp. 7-19.

- Cataldo D, Boltovskoy D, Hermosa JL, Canzi C. 2005. Temperature-dependent larval development rates of *Limnoperna fortunei* (Mollusca, Bivalvia). *Journal of Molluscan Studies* 71:41-46.
- Cataldo D, Boltovskoy D, Marini V, Correa N. 2002. Limitantes de la expansión de *Limnoperna fortunei* en la cuenca del Plata: la predación por peces. Terceras Jornadas sobre la Conservación de la Fauna Ictica del Río Uruguay, Paysandú, Uruguay, 25-26 Abril 2002.
- Cataldo D, Boltovskoy D, Pose M. 2003. Toxicity of chlorine and three non-oxidizing molluscicides to the invasive pest mussel *Limnoperna fortunei*. *Journal of the American Waterworks Association* 95:66-78.
- Cataldo D, Boltovskoy D. 2000. Yearly reproductive activity of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia) as inferred from the occurrence of its larvae in the plankton of the lower Paraná river and the Río de la Plata estuary (Argentina). *Aquatic Ecology* 34:307-317.
- Cataldo D, O' Farrell I, Paolucci E, Sylvester F, Boltovskoy D. Enviado. Impact of the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei*) on phytoplankton and nutrient cycling.
- Cataldo D, Sylvester F, Boltovskoy D. 2005. El mejillón dorado: estudios experimentales (desarrollo larval y tasas de filtración). En: *Invasores. Invertebrados bentónicos introducidos en el Río de la Plata y región costera marina aledaña* (PE Penchaszadeh, coord.), EUDEBA, Buenos Aires, pp. 103-132.
- Cataldo D, Vinocur A, O' Farrell I, Paolucci E, Leites V, Boltovskoy D. Enviado. Interactions between the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker) and cyanobacteria in a large, subtropical reservoir (Salto Grande, Argentina).
- Cataldo D. 2001. Ecología del molusco asiático invasor *Corbicula fluminea*, en el delta inferior del Río Paraná y Río de La Plata. FCEyN, UBA, Tesis Doctoral.
- Clemente JM, Brugnoli E. 2000. Primer registro de *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) en el Río Negro (Embalse Palmar) y Río Yí. Tercer Seminario sobre la Calidad de las Aguas Contaminadas, Colón, Entre Ríos, Argentina, 29-30 November 2000.
- Darrigran G. 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions* 4:145-156.
- Depetris PJ, Kempe S. 1993. Carbon dynamics and sources in the Paraná River. *Limnology and Oceanography* 38:382-395.
- Ferriz RA, Villar CA, Colautti D and Bonetto C. 2000. Alimentación de *Pterodoras granulosus* (Valenciennes) (Pisces, Doradidae) en la baja cuenca del Plata. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales 'Bernardino Rivadavia'*, Nueva Serie. *Hydrobiologia* 2:151-156.
- Guerrero RA, Lasta C, Acha M, Mianzan H and Framiñan M. 1997. Atlas Hidrográfico del Río de la Plata. Comisión Administradora del Río de la Plata, Buenos Aires
- Iwaszkiw JM. 2001. Pesquerías continentales del tramo argentino de la Cuenca del Plata. Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires, Argentina.
- Karatayev AY, Boltovskoy D, Padilla DK, Burlakova LE. 2007. The invasive bivalves *Dreissena polymorpha* and *Limnoperna fortunei*: parallels, contrasts, potential spread and invasion impacts. *Journal of Shellfish Research* 26:205-213.
- Karatayev AY, Burlakova LE and Padilla DK. 1997. The effects of *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion on aquatic communities in Eastern Europe. *Journal of Shellfish Research* 16:187-203.
- Karatayev AY, Burlakova LE, Padilla DK. 1998. Physical factors that limit the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* (Pall.). *Journal of Shellfish Research* 17:1219-1235.
- Karatayev AY, Burlakova LE, Padilla DK. 2002. Impacts of zebra mussels on aquatic communities and their role as ecosystem engineers. En: *Invasive Aquatic Species of Europe* (E Leppakoski et al., eds.), Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 443-446.
- Karatayev AY, Padilla DK, Minchin D, Boltovskoy D, Burlakova LE. 2007. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. *Biological Invasions* 9:161-180.
- Karatayev AY, Padilla DK, Minchin D, Boltovskoy D, Burlakova LE. 2007. Changes in global economy and trade, and potential spread of exotic freshwater bivalves. *Biological Invasions* 9:161-180.
- Kryger J, Riisgård HU. 1988. Filtration rate capacities in 6 species of European freshwater bivalves. *Oecologia* 77:35-37.
- Lüring M. 1999. Grazer-induced coenobial formation in clonal cultures of *Scenedesmus obliquus* (Chlorococcales, Chlorophyceae). *Journal of Phycology* 35:19-23.
- Lüring M, van Donk E. 1997. Morphological changes in *Scenedesmus* induced by infochemicals released in situ from zooplankton grazers. *Limnology and Oceanography* 42:783-788.

- Maclsaac HJ, Grigorovich IA and Ricciardi A. 2001. Reassessment of species invasions concepts: the Great Lakes basin as a model. *Biological Invasions* 3:405–416.
- Mansur MCD, Dos Santos CP, Darrigran G, Heydrich I, Callil CT, Cardoso FR. 2003. Primeiros dados qualitativos do mexilhão-dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker), no Delta do Jacuí, no Lago Guaíba e na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente. *Revista Brasileira de Zoologia* 20:75-84.
- Montalto L, Oliveros OB, Ezcurra de Drago I, Demonte LD. 1999. Peces del Río Paraná medio predadores de una especie invasora: *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae). *Revista de la Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional del Litoral* 3:85-101
- Morton BS. 1977. The population dynamics of *Limnoperna fortunei* (Dunker 857) (Bivalvia: Mytilacea) in Plover Cove reservoir, Hong Kong. *Malacologia* 16:165-182.
- Ogawa K, Nakatsugawa T and Yasuzaki IM. 2004. Heavy metacercarial infections of cyprinid fishes in Uji River. *Fisheries Science* 70:132-140.
- Orensanz JM, Schwindt E, Pastorino G, Bortolus A, Casas G, Darrigran D, Elías R, López Gappa JJ, Obenat S, Pascual M, Penchaszadeh P, Piriz ML, Scarabino F, Spivak ED, Vallarino EA. 2002. No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biological Invasions* 4:115–143, 2002.
- Paolucci E, Cataldo D, Boltovskoy D. 2010a. Prey selection by larvae of *Prochilodus lineatus* (Pisces): indigenous zooplankton versus larvae of the introduced bivalve *Limnoperna fortunei*. *Aquatic Ecology* 44:255-267.
- Paolucci E, Thuesen E, Cataldo D, Boltovskoy D. 2010b. Veligers of an introduced bivalve (*Limnoperna fortunei*) are a new food resource that enhances growth of larval fish in the Paraná River (South America). *Freshwater Biology* 55:1831-1844.
- Paolucci EM, Cataldo DH, Fuentes CM, Boltovskoy D. 2007. Larvae of the invasive species *Limnoperna fortunei* (Bivalvia) in the diet of fish larvae in the Paraná River, Argentina. *Hydrobiologia* 589:219-233.
- Pastorino G, Darrigran G, Martin S, Lunaschi L. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1957) (Mytilidae) nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. *Neotropica* 39:101-102.
- Penchaszadeh PE, Darrigran G, Angulo C, Averbuj A, Brogger M, Dogliotti A, Pirez N. 2000. Predation of the invasive freshwater mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) by the fish *Leporinus obtusidens Valenciennes, 1846* (Anostomidae) in the Rio de la Plata, Argentina. *Journal of Shellfish Research* 19:229-231.
- Perepelizin P, Boltovskoy D. 2011. Resistance of the invasive pest mussel *Limnoperna fortunei* to anoxia. *Journal of the American Waterworks Association (AWWA)* 103:79-85.
- Pimentel D, Lach L, Zuniga R, Morrison D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience* 50:53–65.
- Reeders HH, Bij de Vaate A. 1990. Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): a new perspective for water quality management. *Hydrobiologia* 200/201:437-450.
- Ricciardi A, Whoriskey FG, Rasmussen JB. 1997. The role of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in structuring macroinvertebrate communities on hard substrata. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:2596-2608.
- Rojas Molina F, Paggi JC, Devercelli M. 2010. Zooplanktophagy in the natural diet and selectivity of the invasive mollusk *Limnoperna fortunei*. *Biological Invasions* 12:1647-1659.
- Rückert G von, Cássia Souza Campos M de, Rolla ME. 2004. Alimentação de *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857): taxas de filtração com ênfase ao uso de Cyanobacteria. *Acta Scientiarum*, 26:421–429.
- Sardiña P, Cataldo D, Boltovskoy D. 2008. The effects of the invasive mussel, *Limnoperna fortunei*, on associated fauna in South American freshwaters: importance of physical structure and food supply. *Fundamental and Applied Limnology (Archiv für Hydrobiologie)* 173:135-144.
- Sardiña P, Cataldo D, Boltovskoy D. 2009. Effects of the presence and density of conspecifics on settling juveniles of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei*. *Aquatic Sciences* 71:479-486.
- Stewart TW, Haynes JM. 1994. Benthic macroinvertebrate communities of Southwestern Lake Ontario following invasion of *Dreissena*. *Journal of the Great Lakes Research* 20:479-493.
- Stewart TW, Miner JG, Lowe RL. 1998. Quantifying mechanisms for zebra mussel effects on benthic macroinvertebrates: organic matter production and shell-generated habitat. *Journal of the North American Benthological Society* 17:81-94.
- Sverlij SB, Espinach Ros A, Orti G. 1993. Sinopsis de los datos biológicos y pesqueros del sábalo (*Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847)). *FAO Sinopsis sobre la Pesca* 154, Roma.

- Sylvester F, Boltovskoy D, Cataldo D. 2006. Tasas de clearanceo: ritmos e impacto. En: Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano (G Darrigran, C Damborenea, eds.), Editorial de la Universidad de La Plata, pp. 129-139.
- Sylvester F, Boltovskoy D, Cataldo D. 2007b. Fast response of freshwater consumers to a new trophic resource: predation on the recently introduced Asian bivalve *Limnoperna fortunei* in the lower Paraná river, South America. *Austral Ecology* 32:403-415.
- Sylvester F, Boltovskoy D, Cataldo D. 2007a. The invasive bivalve *Limnoperna fortunei* enhances benthic invertebrate densities in South American floodplain rivers. *Hydrobiologia* 589:15-27.
- Sylvester F, Dorado J, Boltovskoy D, Juárez A, Cataldo D. 2005. Filtration rates of the invasive pest bivalve *Limnoperna fortunei* as a function of size and temperature. *Hydrobiologia* 534:71-80.
- Thayer SA, Haas RC, Hunter RD, Kushler RH. 1997. Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) effects on sediment, other zoobenthos, and the diet and growth of adult yellow perch (*Perca flavescens*) in pond enclosures. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:1903-1915.
- Vanderploeg HA, Nalepa TF, Jude DJ, Mills EL, Holeck KT, Liebig JR, Grigorovich IA, Ojaveer H. 2002. Dispersal and emerging ecological impacts of Ponto-Caspian species in the Laurentian Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59:1209-1228.
- Vitousek PM, D'Antonio CM, Loope LL, Westbrooks R. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84:468-478.



Fig. 1. Secuencia de los registros de *Limnoperna fortunei* a lo largo de los ríos Paraguay - Paraná y del Río Uruguay, incluyendo la represa de Salto Grande, hacia fines de 2003.

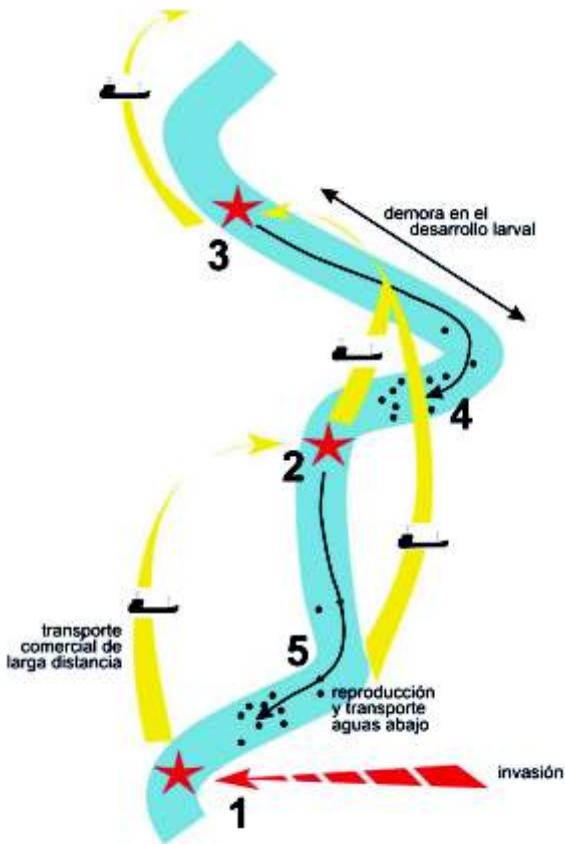


Fig. 2. Representación esquemática de la dispersión en oleadas utilizada por *L. fortunei* en la cuenca del Paraná- Paraguay. Los números indican la cronología de las etapas de la invasión.

Fig. 3. Cambios en la concentración de nutrientes de mesocosmos de 400 L con y sin *Limnoperna* en Salto Grande, durante octubre-noviembre de 2007. Se ilustra un esquema de los dispositivos experimentales utilizados.

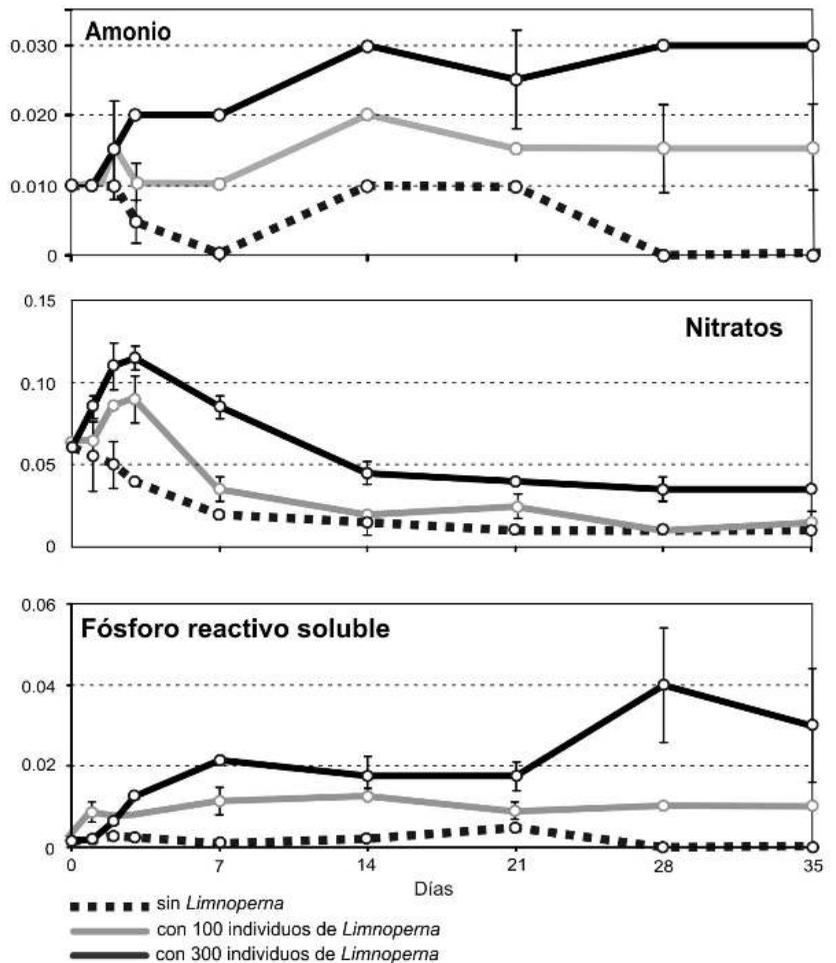
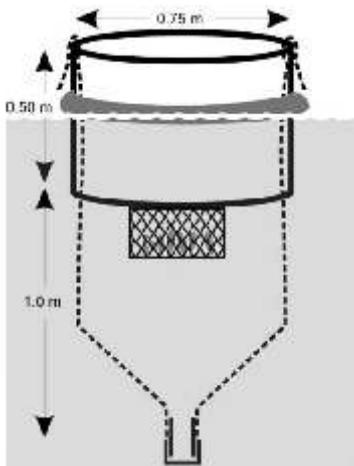


Fig. 5. Tasas de clareado y de filtración de *Limnoperna fortunei* en aguas de Río de la Plata (en recipientes de recirculación de 15 L), y en aguas del Embalse de Río Tercero (en mesocosmos de 400 L).

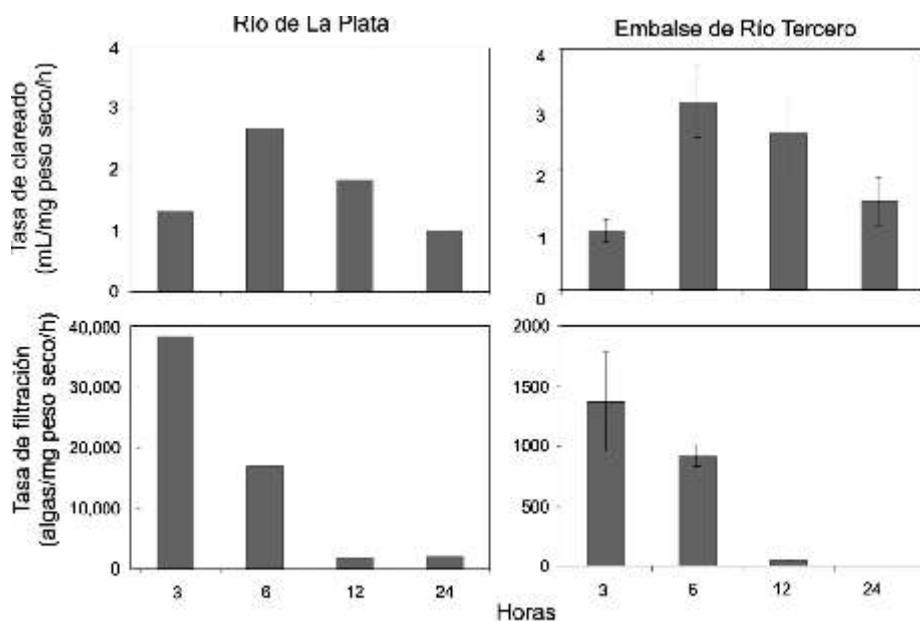
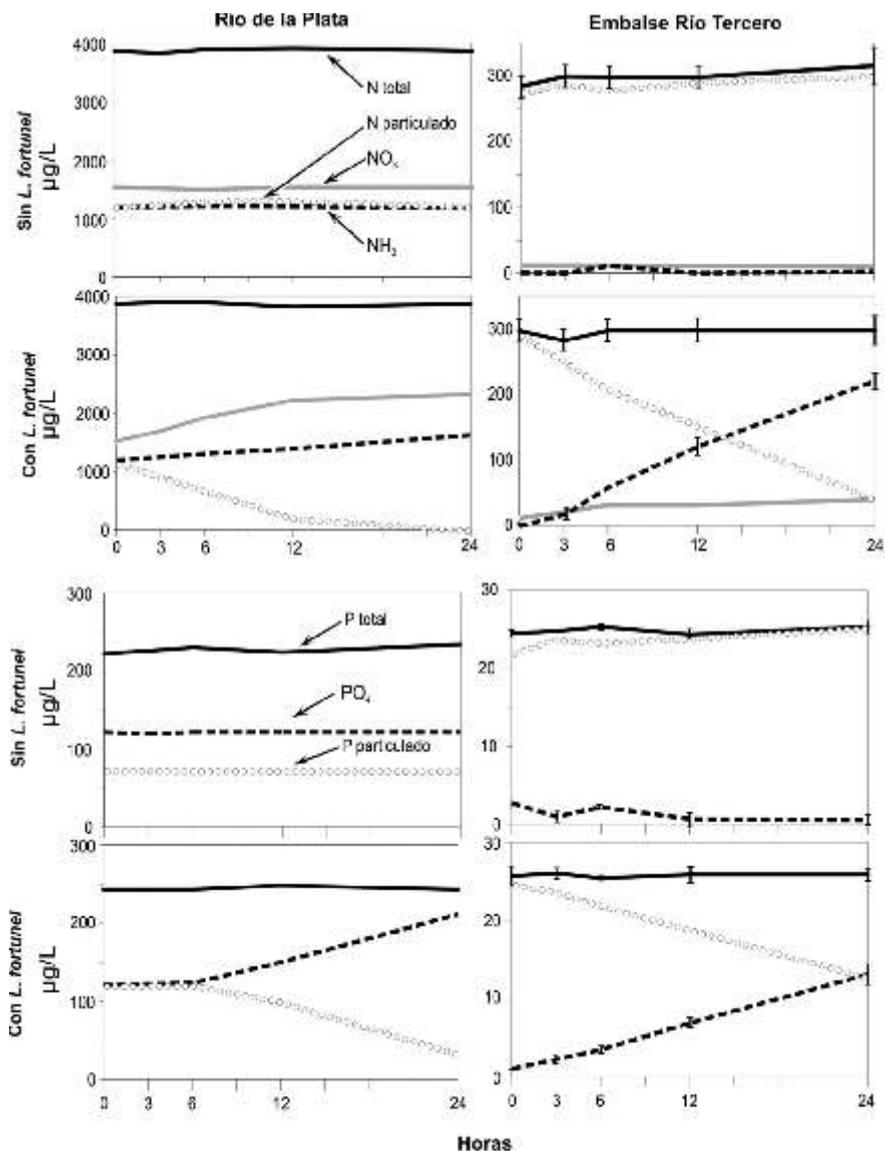


Fig. 4. Cambios en la concentración de nutrientes en aguas del Río de la Plata y del Embalse de Río Tercero, con y sin *Limnoperna fortunei*. Para los datos de Río Tercero se indican las barras de error.

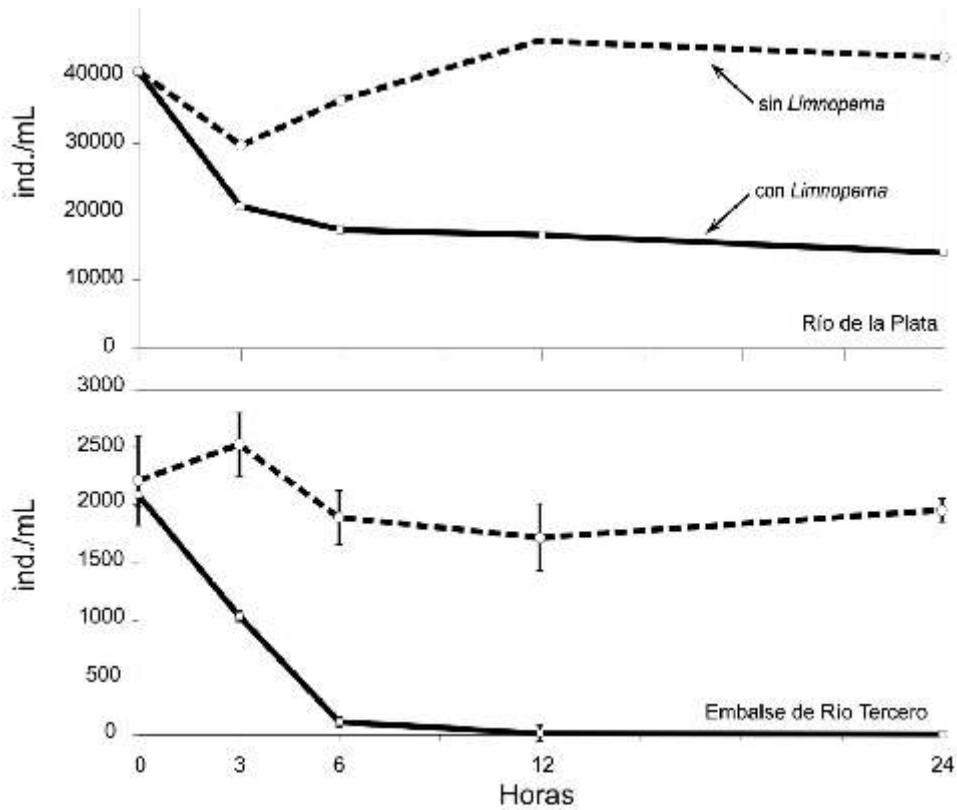


Fig. 6. Disminución en las densidades de células algales en aguas del Río de la Plata (en condiciones de laboratorio, arriba) y del Embalse de Río Tercero (en mesocosmos de 400 L, abajo) en incubaciones de 24 horas con y sin *Limnoperma fortunei*. Se indica el error standard de las mediciones para Río Tercero.

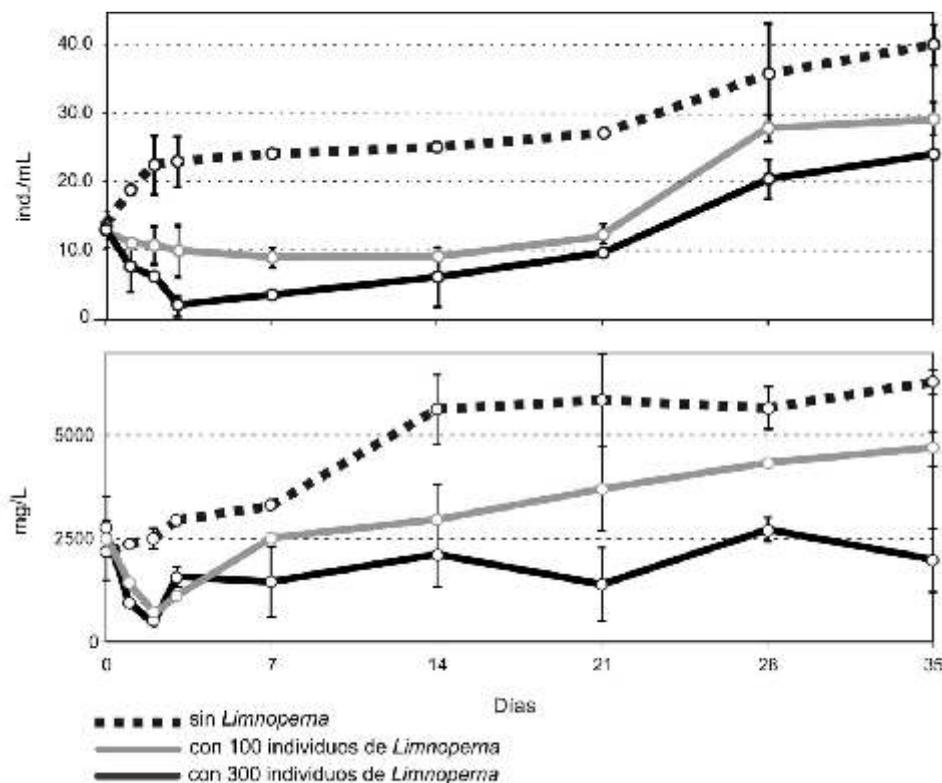


Fig. 7. Cambios en la concentración de clorofila a (arriba) y en la concentración de células algales (abajo) en mesocosmos de 400 L. con y sin *Limnoperma* en Salto Grande, durante octubre-noviembre de 2007.

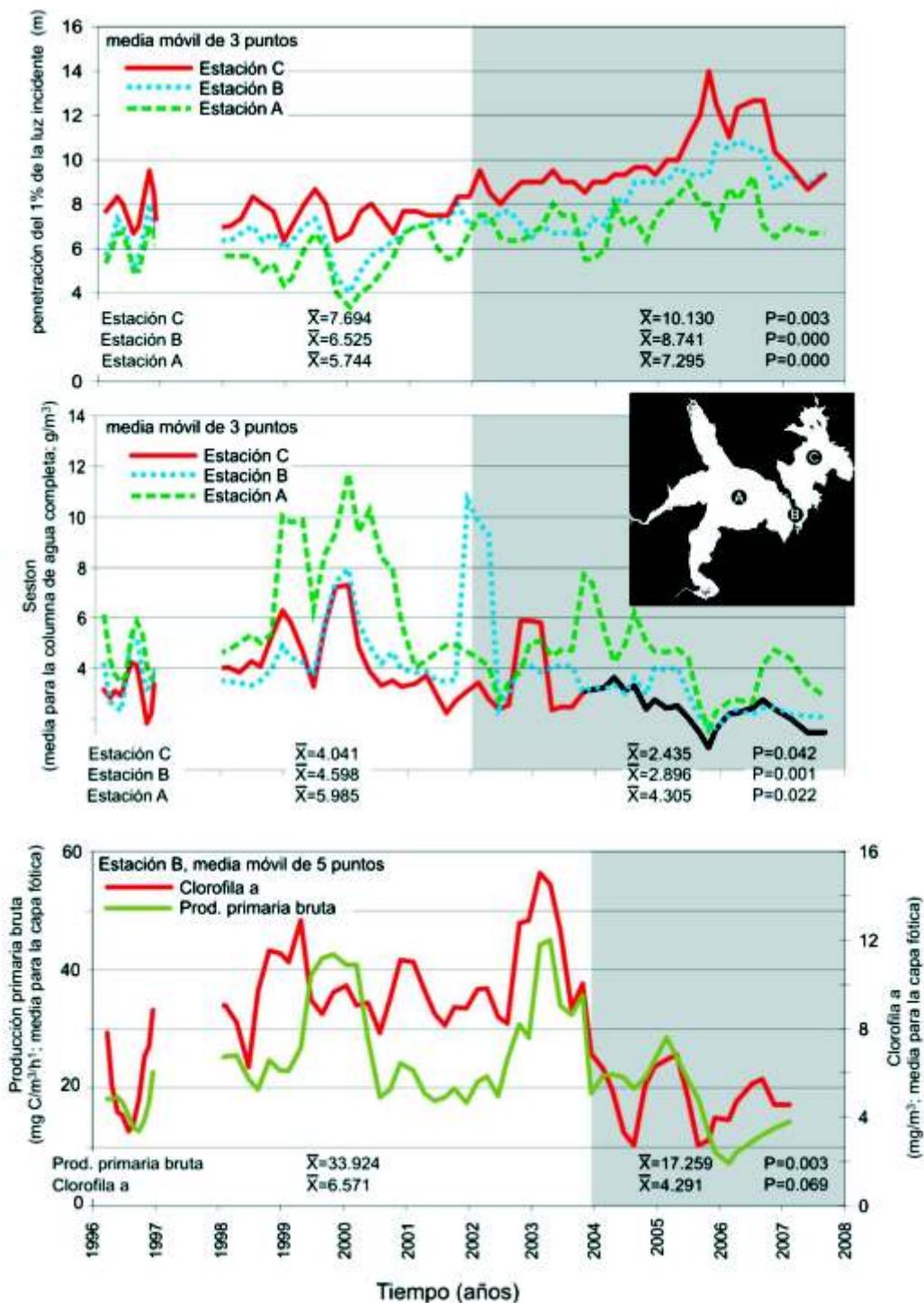


Fig. 8. Cambios en varias propiedades de la columna de agua del Embalse de Río Tercero entre el 19 de febrero de 1996 y el 26 de noviembre de 2007. Las curvas están basadas sobre datos obtenidos en tres estaciones de muestreo (ver mapa) a intervalos de aproximadamente 3 meses. (ca. 70 mediciones para cada uno de los parámetros indicados). Las áreas sombreadas denotan el período caracterizado por condiciones ambientales modificadas por la presencia de molusco *Limnoperma fortunei*. En la base de cada gráfico se indican los valores medios de cada parámetro para cada uno de los períodos de tiempo considerados, así como los resultados de los correspondientes tests post hoc de Scheffé.

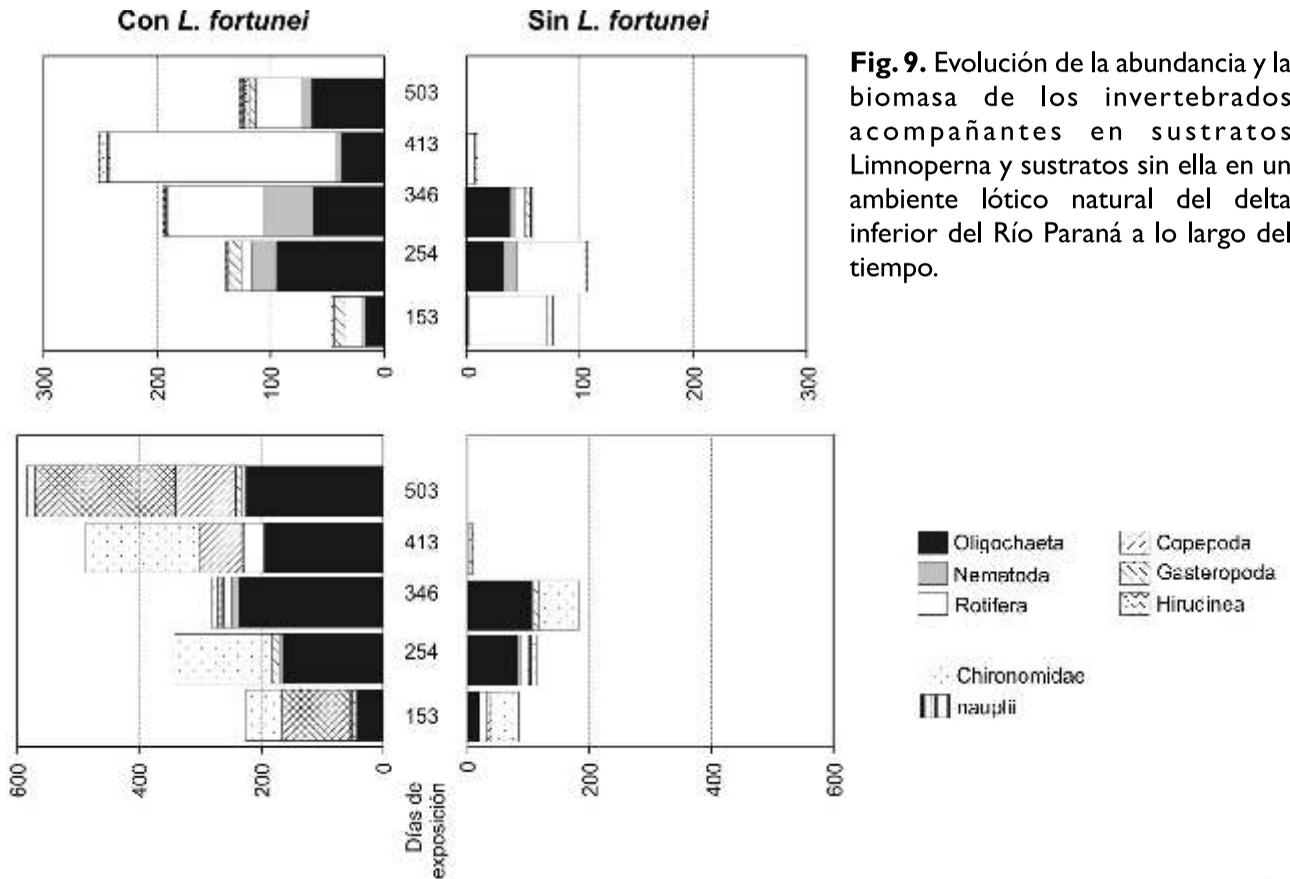
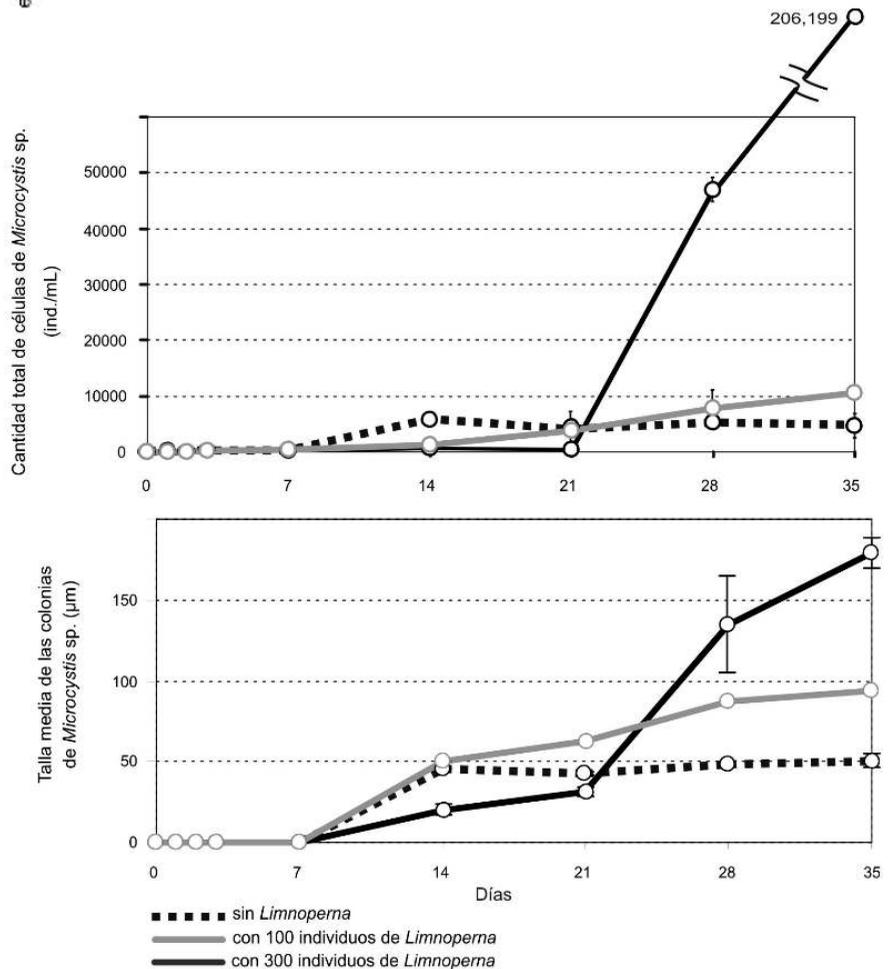


Fig. 9. Evolución de la abundancia y la biomasa de los invertebrados acompañantes en sustratos *Limnoperna* y sustratos sin ella en un ambiente lótico natural del delta inferior del Río Paraná a lo largo del tiempo.

Fig. 10. Cambios en el número total de células de *Microcystis* sp. (solitarias y coloniales; arriba), y cambios en la talla media de las colonias de esta especie (abajo).



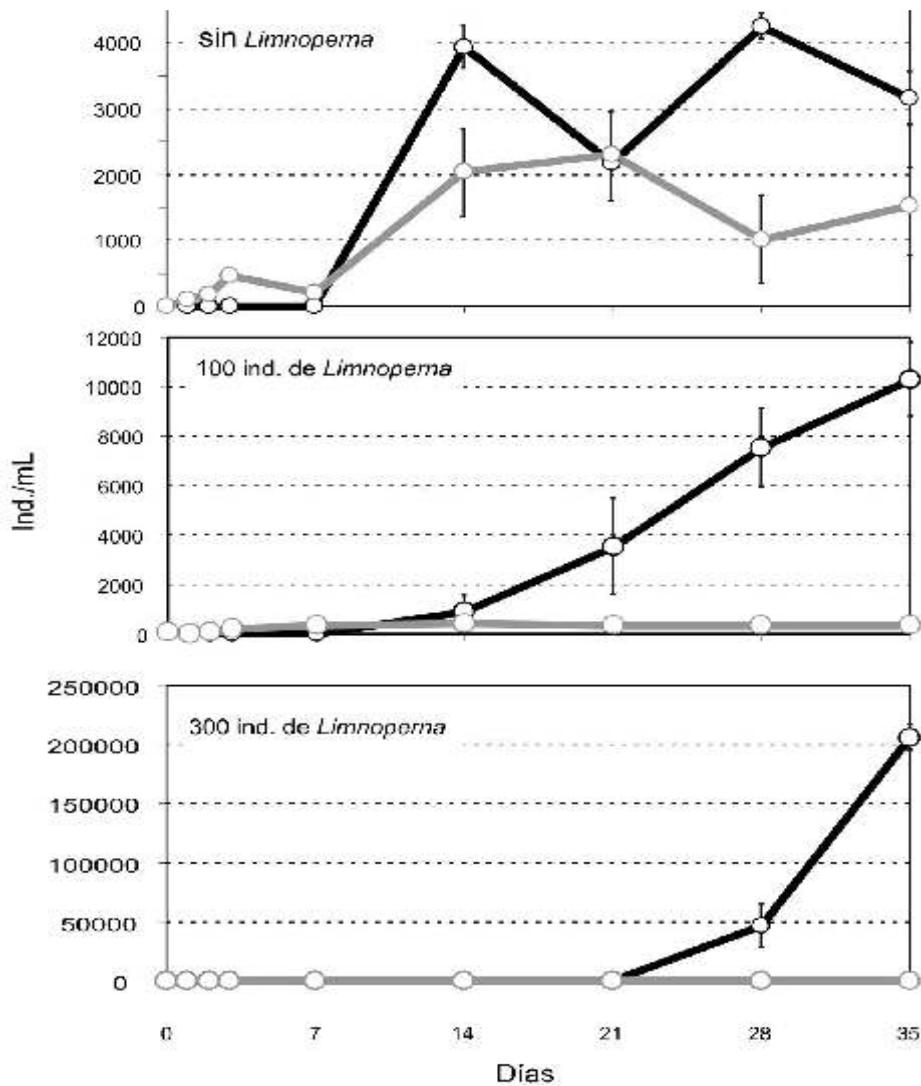


Fig. II. Variación en la cantidad de células de *Microcystis* sp. solitarias (gris) y coloniales (negro) durante la experiencia.

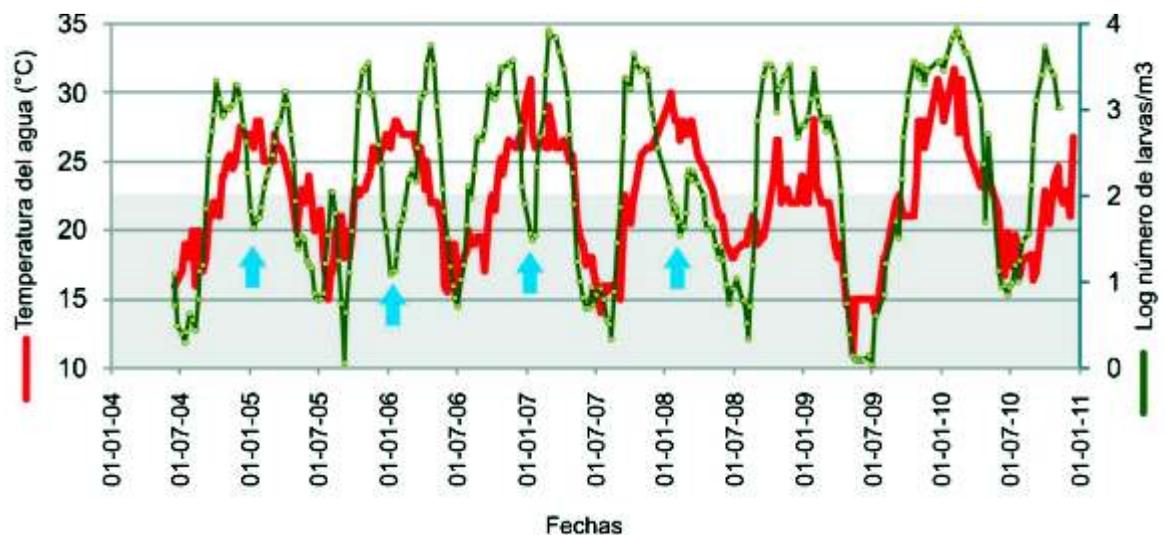


Fig. 12. Evolución de la densidad de larvas de *Limnoperna* en el embalse entre 2004 y 2010 en función de la temperatura del agua. Las densidades de larvas están expresadas en logaritmos del número de larvas por m³ de agua; la curva es una media móvil de 5 puntos. El grisado indica densidades inferiores a 100 larvas/m³. Las flechas destacan los períodos estivales cuando se observaron disminuciones marcadas en la densidad.

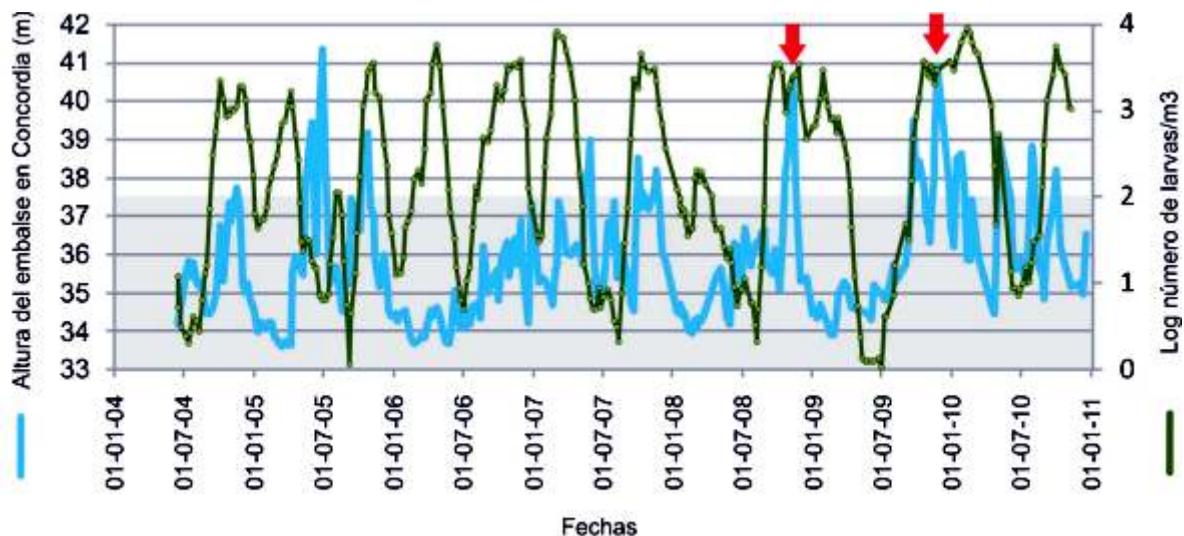


Fig. 13. Evolución de la densidad de larvas de *Limnoperma* en el embalse entre 2004 y 2010 en función de la altura del embalse. Las densidades de larvas están expresadas en logaritmos del número de larvas por m³ de agua; la curva es una media móvil de 5 puntos. El grisado indica densidades inferiores a 100 larvas/m³. Las flechas destacan los períodos estivales con crecidas más marcadas.

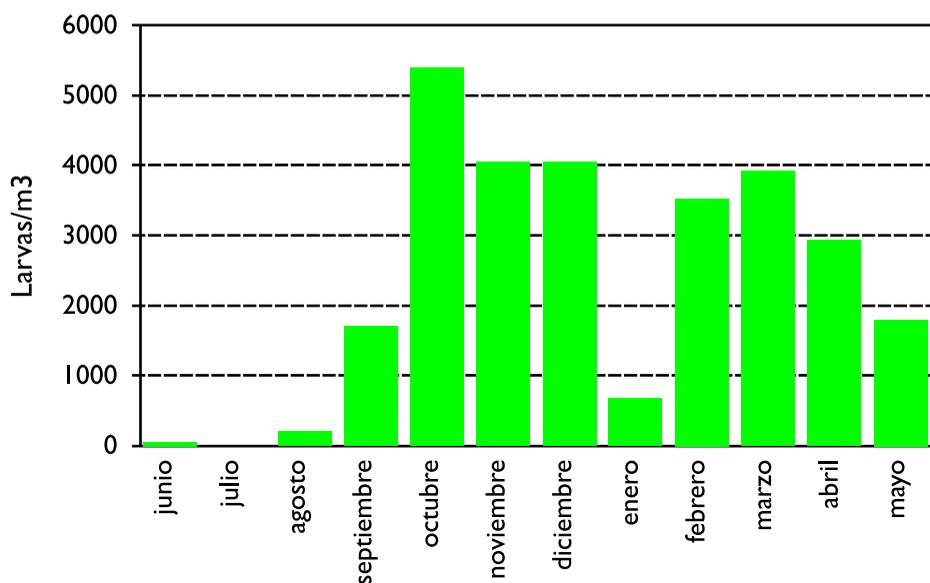
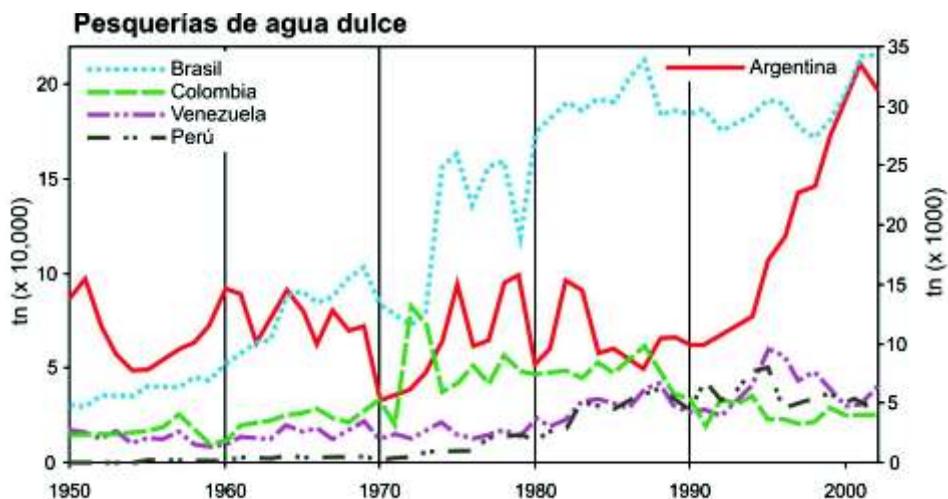


Fig. 14. Promedios mensuales en las cantidades de larvas de *Limnoperma* en el embalse Salto Grande entre 2004 y 2010.

Fig. 15. Evolución de los desembarcos de peces de agua dulce en los principales países sudamericanos entre 1950 y 2001. Estos datos cubren más del 95% para Sudamérica. Basado sobre estadísticas de FAO (<http://www.fao.org/>).





Sede Buenos Aires (R.A.)
Leandro N. Alem 449 - Capital Federal (1003) Argentina
Teléfono - Conmutador: +54(11)5554 3400 - Fax: +54(11)5554 3402

Sede Montevideo (R.O.U.)
Convención 1343, piso 10 - Montevideo (11100) Uruguay
Teléfono: +598(2)9020085 - Fax: +598(2)9025210

Complejo Hidroeléctrico de Salto Grande
Teléfonos: +54-345-4216612 (R.A.)
+598-47327777 (R.O.U.)
Web. www.saltogrande.org.