

Informe final de pasantía  
Licenciatura en Ciencias Biológicas  
Profundización en Ecología

**COMPARACIÓN DEL ZOOBENTOS EN DOS EMBALSES  
EUTRÓFICOS DE DIFERENTES ECO-REGIONES DE LA CUENCA  
DEL SANTA LUCÍA**

Autor: Virginia Hernández

Tutor: Dr. Rafael Arocena

Tribunal: Dr. Rafael Arocena, Dr. Guillermo Chalar, Dra. Claudia Rodríguez.

Octubre 2010

Facultad de Ciencias – Universidad de la República

## RESUMEN

El embalse Paso Severino es el principal reservorio de agua potable para el área metropolitana, incluyendo Montevideo y 14 ciudades del departamento de Canelones, con el 57% del total de la población de país (más de 1.470.000 habitantes). El embalse de Canelón Grande fué creado inicialmente para riego, pero en la actualidad también se utiliza para la extracción de agua para potabilizar. El principal problema ambiental de los embalses es la eutrofización. El control del proceso de eutrofización es hoy uno de los problemas ambientales más importantes.

El macrozoobentos reúne un conjunto de características que lo hace especialmente útil para estudios de calidad ambiental. Generalmente muestra una reducción en la riqueza de especies pero un aumento en la abundancia de las especies favorecidas por las condiciones alteradas. En este trabajo se reporta el zoobentos de dos embalses eutróficos en dos regiones de la cuenca del río Santa Lucía en cuanto a su composición, abundancia relativa y diversidad.

En Canelón Grande se encontró un total de 67 individuos distribuidos en 10 taxones y en Paso Severino se encontraron 68 individuos distribuidos en 9 taxones. Dentro de Arthropoda, la clase Insecta fue la única presente, con predominio de Chironomidae. Dentro de Mollusca, la clase Pelecypoda fue la más abundante y se reportó la presencia de las especies exóticas: *Limnoperma fortunei* o mejillón dorado solamente en el Embalse de Paso Severino, y la almeja asiática *Corbicula fluminea* en ambos embalses. La clase más abundante de Annelida fue Oligochaeta. La abundancia de organismos encontrados fue baja comparada con la obtenida en otros estudios que utilizaron la misma metodología en embalses de la región. Los valores del índice de diversidad de Shannon-Weaver para ambos embalses fueron bajos y similares: promedio de brazo y centro de Canelón Grande: 0.88 y promedio entre brazo y centro de Paso Severino: 0.73. También se calcularon índices de similitud entre los embalses usando datos cualitativos (presencia/ ausencia). El resultado obtenido para el Índice de Jaccard fué del 46 % y para el de Sorensen del 63 %. Utilizando datos cuantitativos el porcentaje de similitud de Czekanowski fué de 14 % y el de Morisita-Horn de 7 %.

## INTRODUCCION

Un embalse o represa es una acumulación artificial de agua que tiene como particularidad poder ser parcial y/o totalmente vaciado por gravedad o por aspiración (Olivares & de León, 1995). También se puede definir un embalse como un lago artificial construido para almacenar agua durante un periodo lluvioso y para distribuirla durante un período más seco. Para la mayoría de los países del mundo, ésta es una condición general impuesta por el clima. Los propósitos primarios por los que se construye un embalse son: control de inundaciones, almacenamiento y suministro de agua, generación de energía hidroeléctrica, navegación, abastecimiento de agua e irrigación. (Kennedy, 1999). Los embalses constituyen elementos de retención hídrica en el flujo unidireccional del río y añaden un desarrollo vertical al sistema. A medida que se avanza desde la cola hacia la cabecera (presa), que suele ser el punto de mayor profundidad, se pierden características fluviales y se incrementa la similitud con los lagos. Sin embargo, se mantienen dos diferencias transcendentales con los ambientes lacustres: los tiempos de retención hidráulica son inferiores y las salidas de agua se pueden producir en profundidad (Monteoliva & Bellido, 2000).

Cuando el calentamiento del agua superficial es más rápido que su mezcla con el agua profunda todavía fría, se producen diferencias de densidad que impiden la mezcla total de la columna de agua. En consecuencia, el cuerpo de agua se estratifica, diferenciándose tres zonas de la superficie al fondo: 1) epilimnion, con agua más caliente y menos densa que circula y se mezcla, 2) metalimnion, donde ocurre un pronunciado gradiente térmico, 3) hipolimnion, con agua profunda más fría y densa, generalmente calma, constituyendo una masa de agua más vieja, aislada de la capa superficial. (Arocena, 1999). Además de esta estratificación térmica existe una estratificación lumínica; con una zona superior iluminada, que se denomina zona eufótica y una zona profunda que es afótica. La zona eufótica se define como la capa de agua hasta una profundidad donde se registra el 1% de la intensidad de la luz en superficie. La importancia de esta profundidad es que equivale aproximadamente al punto de compensación donde la producción primaria se iguala con la respiración. El fósforo constituye en muchos sistemas el nutriente limitante de la producción primaria, resultando determinante del estado trófico de los mismos. A diferencia del nitrógeno, la forma gaseosa del fósforo no es significativa, aunque existe una reserva importante en los sedimentos, cuya liberación contribuye a la eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Conde *et al*, 1999).

La sedimentación en un embalse es un proceso importante, aumentado por la circulación disminuida, por lo cual, entre otras razones, su vida útil es relativamente breve. Se estima que la mayoría de ellos no pueden durar más de 60 a 70 años. Los sedimentos llenan la cubeta, empezando por reducir el hipolimnion. El aporte de sedimentos depende de la conservación de los suelos y erosión en la cuenca (Margalef, 1983). Debido a que el embalse reduce y altera la corriente de un río, hace que la conexión con su planicie de inundación sea más estrecha, llevando a una disminución de productividad en ambos habitats (Allan, 1995).

### **Comunidades de embalses**

Estos ambientes, especialmente en regiones libres de heladas, son propicios al desarrollo de comunidades pleustónicas, que son las que ocupan la superficie del agua. Esta vegetación está bien adaptada a seguir los grandes cambios de nivel del agua propios de estos ambientes. En las áreas no ocupadas por el pleuston puede haber grandes densidades de fitoplancton y también la vida animal es sumamente variada. Aparte de los peces, anfibios y aves acuáticas comunes con otros medios, en la columna de agua, las principales comunidades son el zooplancton con rotíferos, cladóceros y copépodos. En el lecho, la comunidad de invertebrados es el zoobentos (Margalef, 1983). Para determinar su composición es metodológicamente útil su clasificación por tamaño: microbentos, protozoos con ciliados, flagelados y amebas, meiobentos, con rotíferos, nemátodos y ostrácodos y macrobentos con artrópodos, moluscos y anélidos.

## **El macrozoobentos como indicador biológico de calidad de agua**

El macrozoobentos reúne un conjunto de características que lo hace especialmente útil para estudios de calidad ambiental. Tienen una permanencia relativamente larga en el sustrato además de un gran espectro de sensibilidades a las diferentes condiciones ambientales (Hawkes, 1980). Como tienen ciclos de vida largos pueden proporcionar información integrada en el tiempo, a diferencia de los métodos fisicoquímicos que revelan un estado instantáneo de la calidad del agua (Wilhm, 1975).

Las distintas especies tienen requerimientos particulares con respecto a las variables ambientales; siendo algunas más tolerantes que otras. Una vez que estos requerimientos son conocidos se puede establecer una correlación entre determinadas especies y el ambiente donde estas se encuentran. La presencia de una especie particular en un ambiente determinado indica que las variables fisicoquímicas están dentro del rango de tolerancia de dicha especie. Las especies que poseen esa característica son denominadas bioindicadores.

La comunidad de invertebrados bentónicos en un embalse generalmente muestra una reducción en la riqueza de especies pero un aumento en la abundancia de las especies favorecidas por las condiciones alteradas. Esto se debe a la reducción de heterogeneidad en los habitats. Los cambios al alterar el flujo del río pueden ser predecibles ya que se pasará de una fauna más lótica a una más léntica.

El embalse también influye en los cambios en el régimen de temperaturas, ya que un invierno con temperaturas más elevadas que lo normal, eliminan la pauta térmica que algunas especies necesitan para terminar su diapausa; y un verano más fresco de lo usual, puede tener efectos adversos ya que los ciclos de vida pierden su sincronidad (Allan, 1995).

El término eutrofización se utiliza para describir los efectos biogeoquímicos y biológicos derivados de un incremento en el suministro y en la disponibilidad de nutrientes en los ecosistemas acuáticos. En función de la concentración de nutrientes y sus manifestaciones ecológicas, los embalses de Paso Severino y Canelón Grande, han sido clasificados como eutróficos (Arocena *et al*, 2008 ). Es significativo que etimológicamente el término eutrofización se relaciona con las causas del problema, *i.e.*, excesiva nutrición o alimentación de las aguas (del griego: eu= bien, y trofein= alimentar o nutrir), más que con sus efectos. Eutrofización también ha sido descrita metafóricamente como el proceso de envejecimiento de los lagos, una descripción que enfatiza más los efectos que las causas (Vollenweider, 1980). Los principales efectos negativos de la eutrofización son: floraciones algales y de cianobacterias, anoxia, crecimiento en demasía de plantas acuáticas, cambios en la composición y abundancia de especies, entre otros (IETC, 2001). El fenómeno de eutrofización sucede naturalmente, pero puede ser acelerado por la intervención del hombre. El control del proceso de eutrofización es hoy uno de los problemas ambientales más importantes, además del impacto que tiene en el valor paisajístico y recreativo. Los programas de control de la eutrofización pueden estar dirigidos, ya sea directamente a tratar las causas (ej. reduciendo las entradas de nutrientes, principalmente entradas de compuestos fosforados o nitrogenados desde la cuenca de drenaje o bien de entradas puntuales artificiales) o atacar los síntomas (ej. cosechas periódicas de la vegetación de macrófitas invasoras) (Parra, 1989).

Para realizar una correcta gestión ambiental en estos embalses, es necesario tener datos reales y recientes del estado de calidad del agua y de las ecoregiones en las que se sitúan dichos embalses.

## ANTECEDENTES

De acuerdo al Estudio Ambiental Nacional (OPP-OEA-BID 1992), existe un conocimiento fragmentario del estado actual de los recursos hídricos en el Uruguay. Si bien se han identificado claros fenómenos de degradación y contaminación en determinadas subcuencas o zonas puntuales dentro de las mismas, su caracterización es aún insuficiente (Arocena *et al*, 2008).

Aún antes de la fundación de la Sociedad Internacional de Limnología en 1922 hasta el congreso de 1974, la mayoría de los estudios limnológicos centraban su atención en lagos y ríos. A pesar de su interés práctico y teórico, el estudio de los embalses entra tardíamente en la limnología (Margalef, 1983). Análogamente, la mayoría de los estudios que han sido realizados sobre embalses están basados en las comunidades zoo y fitoplanctónicas. Existe una falta de estudios paralelos de otras comunidades, como el necton, (Conde *et al*, 2002), (Amestoy, 2001), y lo mismo puede decirse del bentos: sus estudios son aún escasos e incompletos, desconociéndose en gran parte la diversidad de macroinvertebrados bentónicos asociados a cada lago y embalse. Esta situación se repite en varias regiones de América Latina (Martinez, 1998, Muñoz *et al*, 2001 y Silverio & Salas, 2006).

El objetivo de este estudio es comparar el zoobentos de dos embalses eutróficos en dos regiones de la cuenca del río Santa Lucía en cuanto a su composición, abundancia relativa y diversidad y relacionarlo con la calidad de agua. Se utiliza al bentos como indicador biológico de calidad de agua en el marco de un estudio más amplio, el proyecto “Evaluación del Estado Trófico de los Embalses Canelón Grande y Paso Severino” realizado por convenio entre la Facultad de Ciencias (Sec. Limnología) y la Dirección Nacional de Medio Ambiente.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Area de Estudio

El embalse Paso Severino (Foto 1) es el principal reservorio de agua potable para el área metropolitana, incluyendo Montevideo y 14 ciudades del departamento de Canelones, con el 57% del total de la población de país (más de 1.470.000 habitantes). Tiene una capacidad de 70 millones m<sup>3</sup> de agua. Este embalse localizado aguas abajo de la ciudad de Florida, tiene un área de 20 km<sup>2</sup>, una profundidad media de 3,5 m, y una cuenca de drenaje de 2500 km<sup>2</sup>. Su año de creación es 1988.



Foto 1. Vista aérea del Embalse de Paso Severino

El embalse de Canelón Grande (Foto 2), ubicado al norte de Canelones capital, se encuentra en el arroyo Canelón Grande. Fue creado inicialmente para riego, pero en la actualidad también se utiliza para la extracción de agua para potabilizar en Aguas Corrientes al igual que Paso Severino. Posee un volumen de 22.5 millones de m<sup>3</sup> y un área de 8.38 km<sup>2</sup>. Su año de creación es 1956.

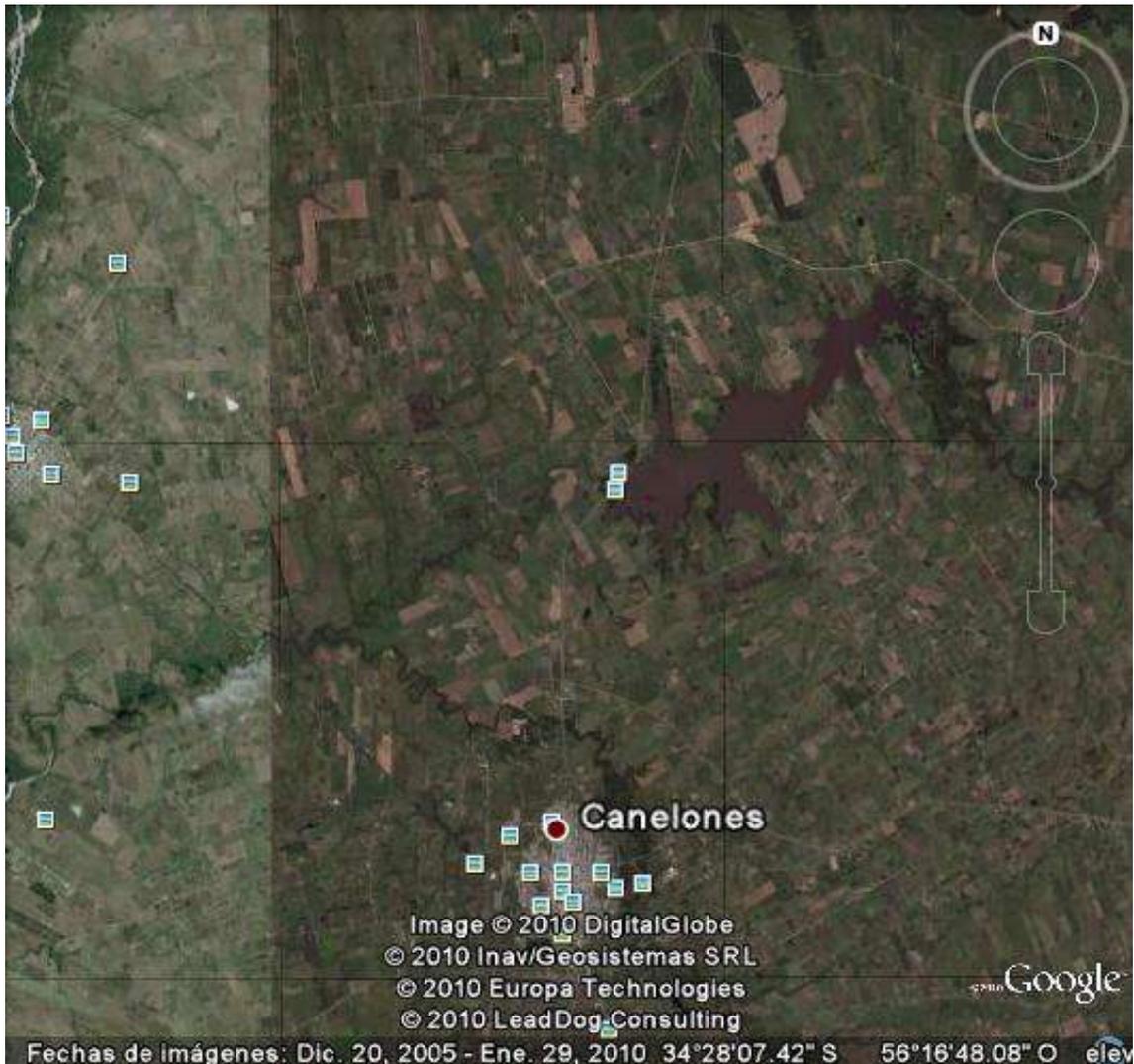


Foto 2. Vista aérea del Embalse de Canelón Grande

### **Muestreo**

Para el muestreo de zoobentos, realizado el 20 de marzo de 2009, se utilizó una draga Ekman de 22.5 x 22.5 cm. Se eligieron 2 sitios de muestreo en cada embalse: el centro y un brazo. En cada uno se tomaron 3 muestras. Para el tamizado de sedimento se utilizó un tamiz de 500  $\mu\text{m}$ . El tratamiento que se le dio a las muestras fue su conservación en alcohol 70% hasta su posterior separación de organismos y clasificación taxonómica bajo lupa y microscopio. Durante el muestreo, y en otras dos oportunidades del mismo verano, se midió el perfil de temperatura y oxígeno del agua (oxímetro Horiba D-25), así como el pH y la conductividad (Horiba D-24) en superficie y fondo.

### **Análisis de datos**

Se calculó el índice de Shannon Weaver para diversidad y se compararon los datos obtenidos en los embalses transformándolos a Log (x+1) y luego se realizó un ANOVA. Se calcularon los índices de similitud de Jaccard, Sorensen, Czekanowski y Morisita-Horn.

## RESULTADOS

### Factores abióticos

Si bien no se realizaron análisis de granulometría del sedimento, al separar los organismos en las muestras de sedimento colectado, se observó que éste consistía en una mezcla de limo y arcilla en ambos embalses. Asimismo, se observó que era bajo el contenido de materia orgánica, no encontrándose restos orgánicos visibles con el microscopio estereoscópico. El color del sedimento fue uniformemente negro.

La curva de extinción de la luz a lo largo de la columna de agua (Fig. 1) muestra una reducción brusca de la radiación con la profundidad y es consistente con la transparencia del agua representada por la profundidad de visión del Disco de Secchi (Tabla 1) en ambos embalses, siendo siempre más transparente el agua del embalse de Paso Severino.

**Tabla 1** . Transparencia de Disco de Secchi (DS), pH y Conductividad (K) en dos momentos del verano de 2009 en Paso Severino (PS) y Canelón Grande (CG)

	DS (m)	pH	K (uS/cm)
Enero			
PS Brazo superficie	0,3	7,8	308
PS Centro superficie	0,3	7,9	310
CG Centro superficie	0,1	8,1	364
CG Brazo superficie	0,1	8,1	364
Marzo			
PS Brazo superficie	0,5	8,1	290
PS Brazo fondo		7,9	290
PS Centro superficie	1,0	8,0	300
PS Centro fondo		7,9	290
CG Centro superficie	0,1	7,8	300
CG Centro fondo		8,0	300
CG Brazo superficie	0,1	7,8	330
CG Brazo fondo		8,0	330

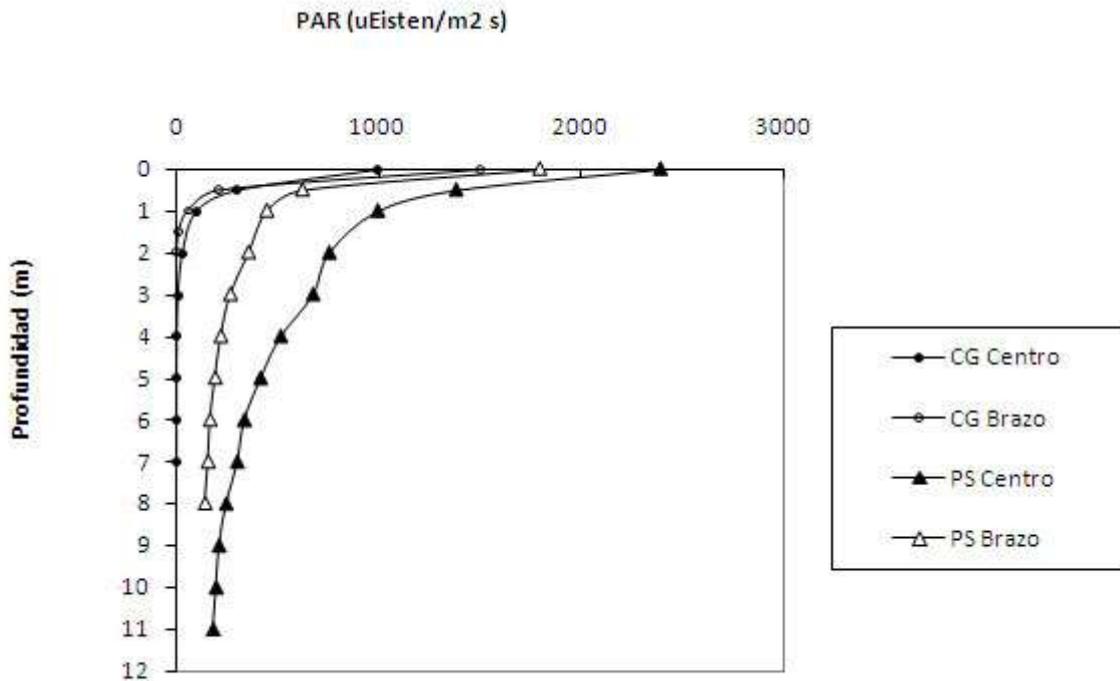


Figura 1. Curva de extinción de la luz en los embalses de Canelón Grande (CG) y Paso Severino (PS) (21/3/2009)

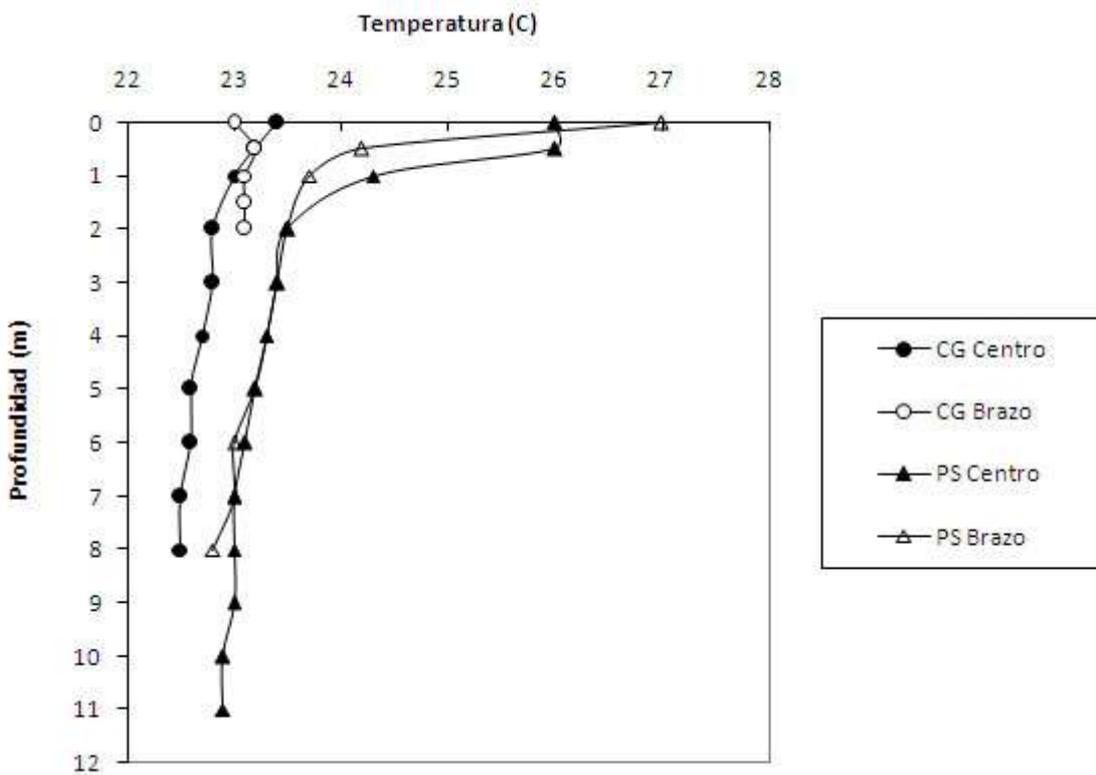


Figura 2. Perfil de temperatura en los embalses Canelón Grande (CG) y Paso Severino (PS) (21/3/2009)

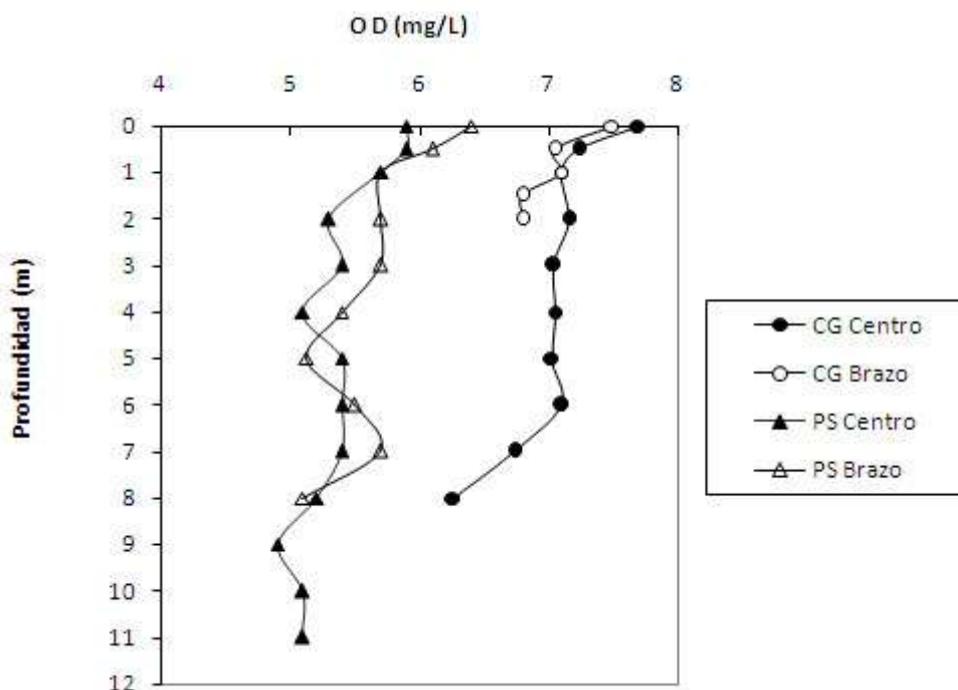


Figura 3. Perfil de oxígeno disuelto en los embalses Canelón Grande (CG) y Paso Severino (PS) (21/3/2009)

El pH en todos los casos por encima de 7 denota aguas ligeramente alcalinas con un máximo de 8.1 en enero en Canelón Grande. La conductividad denota aguas poco mineralizadas en ambos embalses, con un mínimo de 290 a un máximo de 364 uS/cm.

La temperatura en Canelón Grande no muestra cambios entre superficie y fondo manteniéndose constante a lo largo de la columna de agua mientras que en Paso Severino llega a descender hasta 3 grados en el primer metro de profundidad y luego se mantiene casi constante (Fig. 2)

El oxígeno disuelto es abundante en toda la columna de ambos embalses. Más allá de ciertas fluctuaciones, no mostró una disminución importante, excepto por un efecto del fondo en Canelón Grande, donde disminuyó levemente (Fig.3). En este embalse, los valores fueron siempre superiores a los de Paso Severino.

### Comunidad Macrozoobentónica

Se colectó un total de 135 organismos con casi igual número en cada embalse. En Canelón Grande se encontró un total de 67 individuos distribuidos en 10 taxones y en Paso Severino se encontraron 68 individuos distribuidos en 9 taxones. También fue muy similar la riqueza en ambos embalses. Todos los organismos encontrados pertenecen a los tres Phyla más importantes del macrozoobentos: Annelida, Mollusca y Arthropoda (Tabla 2).

Dentro de Arthropoda, la clase Insecta fue la única presente, con predominio de Chironomidae especialmente en Canelón Grande donde éstos son el 67 % de los organismos colectados. De los 45 quironómidos, 42 pertenecen al género *Djalmabatista* (Fig. 4 a). En Paso Severino los Chironomidae representan sólo el 9 % del total de individuos. El resto de los insectos encontrados fueron dos Coleoptera y tres Ephemeroptera (Fig. 5 a), de los cuales sólo uno estaba en Paso Severino.

Dentro de Mollusca, la clase Pelecypoda fue la más abundante. El género *Corbicula* (Fig. 5 b), se encontró en todas las réplicas de Canelón Grande y en la mitad

de las de Paso Severino. Le sigue *Limnoperma fortunei* (Fig 5 c), y dentro de los gasterópodos, *Heleobia australis* (Fig. 5 d), ambos sólo en Paso Severino.

Con respecto a Annelida, Oligochaeta (Fig. 5 e), fue la clase de mayor abundancia con 23 individuos en Paso Severino y sólo uno en Canelón Grande. De Hirudinea sólo se colectó 1 individuo en el brazo de cada embalse.

Los valores del índice de diversidad de Shannon-Weaver para ambos embalses fueron bajos y similares: promedio de brazo y centro de Canelón Grande: 0.88 y promedio entre brazo y centro de Paso Severino: 0.73. No se encontraron diferencias significativas entre los embalses ni dentro de los embalses tanto para abundancia (test de Kruskal-Wallis,  $H = 0,104$ ,  $p = 0,747$ ); como para riqueza ( $H = 0,173$   $p = 0,067$ ) y diversidad ( $H = 0,025$   $p = 0,872$ ).

Los índices de similitud usando datos cualitativos (presencia/ ausencia); el resultaron para el Índice de Jaccard 46 % y para el de Sorensen 63 %. Utilizando datos cuantitativos el porcentaje de similitud de Czekanowski fue de 14 % y el de Morisita-Horn de 7 %.

**Figura 4.** Detalles de la cabeza de los géneros de Chironomidae encontrados en ambos embalses. a) lígula de *Djalmabatista*, b) mentum de *Chironomus*, c) mentum de *Paratanytarsus* y d) lígula de *Coelotanypus*



a



b



c



d

**Tabla 2.** Número de individuos por taxón colectados en cada réplica de los embalses de Canelón Grande y Paso Severino, en centro y brazo. Abundancia (N), Riqueza taxonómica (S) y Diversidad de Shannon y Weaver (H).

Taxones	Estaciones	Canelón Grande						Paso Severino						
		Centro			Brazo			Centro			Brazo			
<b>Insecta</b>														
Díptera														
	Djalmabatista	12	14	6		5	5							
	Paratanytarsus				1									
	Coelotanypus					1							2	
	Chironomus			1									3	
	Dicrotendipes												1	
Ephemeroptera	Hexagenia	1		1									1	
Coleoptera														
	Xenelmis												1	
	Oolimnius		1											
<b>Gasteropoda</b>														
	Heleobia australis							3	4	7		1	1	
<b>Pelecypoda</b>														
	Corbícula	5	3	1	3	2	2	3	1				1	
	Limnoperna fortunei							1	12	1			2	
<b>Hirudinea</b>														
	Glossifonidae					1							1	
<b>Oligochaeta</b>														
	L. hoffmeisteri			1					1	5	2		15	
Abundancia N		18	18	10	4	9	8	7	18	13	2	1	27	
Riqueza S		3	3	5	2	4	3	3	4	3	1	1	9	
Diversidad H		0,787	0,655	1,228	0,562	1,149	0,900	1,004	0,926	0,898	0,000	0,000	1,567	
Diversidad máx Hmáx		1,099	1,099	1,609	0,693	1,386	1,099	1,099	1,386	1,099	0	0	2,197	
Equitatividad E		0,716	0,595	0,763	0,810	0,829	0,818	0,913	0,668	0,817	0	0	0,713	

Figura 5. Organismos presentes en embalses de Paso Severino y Canelón Grande.  
a) Ephemeroptera, b) *Corbicula*, c) *Limnoperma fortunei*, d) *Heleobia australis*,  
e) Oligochaeta



## DISCUSIÓN

La calidad de agua de un ambiente acuático se define en función de un conjunto de variables fisicoquímicas y de acuerdo a la composición de la biota (Chapman, 1992). En el presente trabajo se abordan ambos aspectos. El conjunto de variables escogido para este estudio incluye: pH, oxígeno disuelto, radiación fotosintéticamente activa, conductividad y temperatura del agua. Algunas medidas fueron tomadas durante el muestreo del bentos y otras fueron tomadas de un informe previo (Arocena *et al.* 2008). La comunidad biótica utilizada fue el macrozoobentos, indicador biológico universalmente utilizado para evaluar la calidad de agua.

Los parámetros físico-químicos son consistentes con los datos obtenidos en fechas anteriores para ambos embalses (Arocena *et al*, 2008). El pH denota aguas levemente alcalinas y sin diferencias relevantes entre ambos embalses. En cambio, la turbidez en Canelón Grande fue siempre mayor que en Paso Severino. Este parámetro puede impedir que muchos organismos se adapten a las condiciones prevalentes y causa disminución y hasta desaparición de algunas especies (Santos y Henry, 2001). La razón de esto es que hasta donde la luz penetra se pueden desarrollar especies que realicen fotosíntesis favoreciendo la producción primaria; en cambio donde la luz no llega, la cadena trófica depende de las partículas orgánicas que sedimenten.

Si bien el oxígeno no es un factor de *stress* en ninguno de los dos embalses, siempre tuvo valores menores en Paso Severino. Esta razón podría explicar la diferencia en la composición bentónica entre embalses, ya que las distintas especies tienen diferentes tolerancias a la concentración de oxígeno (Prat & Rieradevall, 1998).

Dentro de las comunidades acuáticas, los macroinvertebrados bentónicos representan uno de los grupos más afectados por la construcción de embalses (Henry, 1999). Esto es debido en parte a la pérdida de diversidad de habitats (Johnson *et al*, 2001). También porque el patrón estacional natural, al cual esta fauna se había adaptado, es alterado y los caminos naturales de migración se encuentran bloqueados, causando un efecto negativo en la biodiversidad (Rosenberg *et al*, 2000)

La abundancia de organismos es baja comparada con la obtenida en otros estudios que utilizaron la misma metodología en embalses de la región, por ejemplo en Marques *et al* (1999), Jorcin *et al* (2009) y Callisto *et al* (2005). No se comparó la abundancia del bentos con embalses en Uruguay ya que no se han encontrado registros. El motivo de esta baja abundancia podría deberse a que las muestras fueron tomadas después de un período de sequía. Si bien el lecho nunca quedó al descubierto, los embalses redujeron a la mitad su capacidad y esto modifica la dinámica horizontal del agua. Una posibilidad es que al no correr el agua, puede estratificarse e irse agotando el oxígeno y los nutrientes. Además los cambios en la tasa de fluctuación del nivel del agua causan *stress* en los organismos del bentos (Kearns, 2004).

Si bien la diversidad presenta valores bajos, esto podría deberse a la metodología utilizada para la captura de organismos. Sabemos que en ambos embalses habita el decápodo *Aegla* (com. pers. Rodrigo Ponce de León) y sin embargo no tuvimos ningún representante del mismo en nuestras muestras. Esto pudo deberse a que el método de muestreo con draga Ekman les permite escapar antes de ser capturados, debido a la rápida movilidad de estos crustáceos. Si bien solo con este género no iba a aumentar mucho la diversidad, se lo menciona solo a modo de ejemplo, ya que lo mismo pudo suceder con otros organismos. Otro factor de la metodología podría ser el número de muestras tal vez insuficiente. Esto se corregiría con la toma de más cantidad de muestras más pequeñas, por ejemplo con un corer tipo *Kajak-corer*. También influye el hecho de que fue un solo muestreo. Las fluctuaciones estacionales afectan tanto a poblaciones que tienen una fase aérea en su historia de vida (caso de los quironómidos) como los que no la tienen (oligoquetos) (Brinkhurst, 1974). Para evitar diferencias estacionales en la comunidad bentónica se recomienda un muestreo trimestral para analizar la composición taxonómica en cada estación.

En una sola réplica del brazo de Paso Severino se concentró el 40% del total de individuos hallados en ese embalse. Esto es explicado por la distribución agregada o contagiosa que caracteriza a la comunidad bentónica. (Brinkhurst, 1974).

En cuanto a las familias encontradas, la mayoría son comunes a ambos embalses. Sin embargo es interesante destacar que cuando se realizaron los índices de similitud entre las comunidades de los dos embalses al usar datos cualitativos, éstos dieron valores en el entorno del 50 % de similitud, pero cuando se usaron los datos cuantitativos, especialmente utilizando el índice de Morisita- Horn, ya que una de las ventajas que tiene este índice es que es relativamente insensible al tamaño de muestra y la riqueza de especies (Clements & Newman, 2002), la similitud descendió llamativamente, quedando en el entorno del 10%, con lo cual podemos deducir que si bien las familias encontradas son comunes a ambos embalses, las cantidades en que se encuentran representadas difieren mucho.

Una de las familias mejor representada que fue encontrada en ambos embalses es Chironomidae, la cual tiene muchos géneros que pueden sobrevivir en ambientes con bajos niveles de oxígeno por poseer hemoglobina y poder modificar la concentración de ésta en respuesta a los cambios en tensión de dicho parámetro (Wilhm, 1975). Sin embargo, no es este el caso ya que donde se encuentra la mayor cantidad de estos organismos (centro de Canelón Grande) es justamente donde el nivel de oxígeno es mayor que en los otros sitios de muestreo.

La familia Tubificidae es indicadora de contaminación cuando es dominante. Su sola presencia no es suficiente para concluir que el agua esté contaminada. Es importante destacar que no es la presencia de un individuo, sino la proporción en que el grupo se encuentra representado en la comunidad lo que tiene valor en la evaluación de la calidad del agua (Roldán, 1988). Dentro de esta familia, la especie *Limnodrilus hoffmeisteri* es cosmopolita, de una amplia variedad de habitats y conocida por presentar una clara correlación positiva entre su densidad de población y el grado de contaminación orgánica (Brinkhurst, 1975). Sin embargo, también ha sido asociada a aguas limpias en ensambles de comunidades bentónicas (Brinkhurst, 1974).

En nuestro caso puede asociarse a enriquecimiento por aporte orgánico; ya que muchas industrias desaguan directamente a cursos de agua de la cuenca. En la cuenca del embalse de Paso Severino hay actualmente seis fuentes de contaminación industriales registradas y una planta municipal de tratamiento de aguas residuales, además de una gran producción lechera en la zona. Las industrias en cuestión son: una curtiembre, una fábrica de productos lácteos, tres frigoríficos de carne y una fábrica de productos químicos. Además del caudal que entra al embalse desde el Santa Lucía Chico hay muchos pequeños cursos de agua que drenan tierras destinadas a la agricultura y ganadería, y centros poblados tales como Veinticinco de Mayo al oeste del embalse.

Hacia la cuenca del arroyo Canelón Grande descarga la ciudad de Santa Rosa (3.700 habitantes) con fuentes puntuales industriales y municipales (JICA-MVOTMA, 2009). Faria y Oliveira (1994) hacen énfasis en que los tributarios de los embalses son la principal fuente de sedimentos. El sustrato fino de limo y arcilla favorece la colonización de organismos con adaptaciones morfológicas como el cuerpo en forma de gusano que les permite enterrarse como defensa frente a sus predadores y también la forma de alimentación filtrando del propio sedimento, como el de las dos familias antes mencionadas: Chironomidae y Tubificidae.

Se encontró *Limnoperma fortunei* o mejillón dorado solamente en el Embalse de Paso Severino, mientras que la almeja asiática *Corbicula fluminea* se encontró en ambos embalses. Ambas son especies exóticas originarias del sudeste asiático. Mientras que *Limnoperma* presenta registros en la cuenca del Santa Lucía desde 1996 (Brugnoli *et al.* 2005), *C. fluminea* se reporta desde 1986 para la zona (Olazarri, 1986). Esta diferencia permite explicar la mayor distribución de la almeja asiática comparada con la del mejillón dorado. Otra explicación estaría relacionada a la mayor turbidez del embalse de Canelón Grande que podría impedir el desarrollo de la especie; o también se podría explicar por una baja presión de propágulos, debido a que ambos sistemas presentan escasa navegación local, potencial vector de transporte de este organismo en escalas locales (Karatayev *et al.* 2007).

Existe un retardo temporal en la invasión del mejillón dorado en la cuenca del Río Santa Lucía que estaría sucediendo actualmente y el sistema presentaría una velocidad de invasión menor a la reportada para la cuenca del Plata la cual fue estimada en 250 km año<sup>-1</sup> (Darrigran, 2002). Otra explicación de la mayor dispersión de la almeja asiática se relacionaría con intervenciones antrópicas (puentes, carreteras, construcciones) y usos asociados a los recursos hídricos (navegación, riego, acuicultura, comercio), siendo el vector en estos casos la arena infectada con la especie.

*L. fortunei* ya era considerada una plaga cuando invadió el área de Hong Kong a fines de 1960. Los principales problemas relacionados a su invasión en los sistemas de irrigación son: el bloqueo y la disminución del diámetro de tuberías, disminución de la velocidad del agua, contaminación del agua por mortalidad masiva y oclusión de filtros, además del impacto ecológico causado por la competencia por espacio y comida con los bivalvos nativos. Recientemente se han tomado varias medidas para controlar o disminuir los efectos negativos de esta especie, como la remoción manual y mecánica, uso de campo eléctrico, control de temperatura y uso de pintura anti-incrustante (Cataldo *et al.* 2002).

El resto de los grupos encontrados tienen una bajísima representación: tres efemerópteros, dos coleópteros, y dos hirudíneos. Estos escasos organismos, propios de hábitats lóticos y someros pueden haber llegado hasta el lecho de los embalses posiblemente por la deriva fluvial aportada por sus afluentes, ya que el hábitat efectivo para Ephemeroptera mejora cuando aumenta la corriente, de hecho muchas especies están restringidas solo a aguas corrientes (Giller *et al.*, 1998). Y el flujo de agua es la característica más importante del hábitat para coleópteros acuáticos (Rivera & Vogler, 1999).

En síntesis de este trabajo podemos concluir que las mayores diferencias entre los embalses no están en la composición de su fauna bentónica sino en el número de individuos que representan esas especies con un claro predominio de *Djalmabatista* en Canelón Grande y de *L. hoffmeisteri* en Paso Severino y otro factor a destacar es que a pesar de estar taxonómicamente muy distantes ambos grupos comparten características funcionales: tienen adaptaciones para tolerar bajas concentraciones de oxígeno (Margalef, 1983), una morfología externa similar y ambos son filtradores (Lampert & Sommer, 1997).

Si bien los resultados obtenidos en este trabajo son poco relevantes desde el punto de vista cuantitativo, cabe destacar la importancia de este estudio por ser el primero realizado sobre el zoobentos en embalses de Uruguay. Aunque por el momento no es posible arribar a grandes conclusiones sobre esta comunidad, estos resultados permitirán elaborar un mejor diseño de muestreo para futuros estudios.

## Recomendaciones

A efectos de mantener una adecuada calidad de agua en los embalses se necesita controlar y limitar todos los tipos de contaminación posibles: contaminación difusa, contaminación puntual permanente y contaminación accidental. Para lograr esto se sugiere la adopción de las siguientes medidas:

- Adaptar las prácticas de cultivo actuales al uso de tecnologías menos contaminantes, control del uso de abonos y productos fitosanitarios y tratamiento de los efluentes agrícolas.
- Limitar ciertas actividades agrícolas en el entorno del curso de agua (como cría intensiva de animales, esparcimiento del estiércol, almacenamiento de productos peligrosos y otros).
- Reforestar las antiguas márgenes y forestar las nuevas, de los ríos y embalses.
- Limitar o prohibir los vertidos domésticos y agrícolas en los ecosistemas acuáticos, especialmente en aquellos reducidos o con escasa dinámica.
- Depurar las aguas residuales antes de su devolución al cuerpo receptor.

La Dirección Nacional de Medio Ambiente es la responsable de la calidad del agua (decreto 253/1979). Otras instituciones gubernamentales están involucradas en la gestión de la calidad del agua. Ellas son: la Dirección Nacional de Hidrografía (DNH) y la Dirección Nacional de Recursos Naturales Renovables (MGAP); en la descarga de aguas residuales Obras Sanitarias del Estado (OSE); y en el mantenimiento departamental de las condiciones de higiene y saneamiento, las Intendencias Municipales y DINASA (MVOTMA).

Hoy, la Dirección Nacional de Medio Ambiente, en conjunto con las Intendencias Municipales de la cuenca del Río Santa Lucía (Lavalleja, Florida, San José, Canelones y Montevideo), con el apoyo de otras instituciones gubernamentales (OSE, RENARE y DNH), y con la cooperación técnica de la Agencia de Cooperación Internacional de Japón (JICA), está trabajando para mejorar la gestión de la calidad del agua en la cuenca. Esta mejora de la gestión tendrá entre sus componentes principales: mejora de la coordinación de políticas y programas entre las instituciones gubernamentales nacionales y locales, un sistema de información sobre calidad del agua para uso de la comunidad, un sistema de monitoreo y análisis de calidad del agua descentralizado, educación ambiental para la protección de los recursos hídricos, y las instancias de participación ciudadana para considerar sus opiniones.

La protección, conservación y recuperación de los recursos hídricos no podrá lograrse sin la cooperación y el esfuerzo conjunto de todos los actores sociales: gobierno nacional y local, productores agrícolas, ganaderos e industriales, servicios públicos, asociaciones comunitarias y ONGs. Cada uno de acuerdo a su función, deber y compromiso, tiene responsabilidad en el establecimiento y desarrollo de políticas y programas de protección, de la gestión y monitoreo de las fuentes de contaminación, y de desarrollo de instancias de difusión, educación y participación ciudadana, con el fin de conservar y evitar el deterioro de la calidad de nuestros ríos y arroyos. (DINAMA-JICA, 2009).

## BIBLIOGRAFÍA

Allan, J.D., 1995. Stream Ecology: Structure and function of running waters. Chapman Hall, London, 388

Amestoy, F., 2001. Hacia una cuantificación de estrés ecológico en el embalse de Rincón del Bonete (Uruguay). Tesis de Doctorado en Biología, Opción Zoología. Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas (PEDECIBA)

Arocena, R., 1999. Calor. En: Arocena, R. & Conde, D. Métodos en Ecología de aguas continentales. Instituto de Biología. Sección Limnología. Universidad de la República. Facultad de Ciencias

Arocena, R., Chalar, G., Fabián, D., De León, L., Brugnoli, E., Silva, M., Rodó, E., Machado, I., Pacheco, J.P., Castiglioni, R. & Gabito, L., 2008. Informe final del Convenio DINAMA-Fac. Ciencias (Sec. Limnología) Evaluación Ecológica de Cursos de Agua y Biomonitorio. Informe final.

Brinkhurst, R.O., 1974. Factors mediating interspecific aggregation of tubificid oligochaetes: Journal of the Fisheries Research Board of Canada, v.31, p. 460-462.

Brinkhurst, R.O., 1975. Oligochaeta, in Parrish, F.K., (ed.), Keys to the Water Quality Indicative Organisms of the Southeastern United States: Cincinnati, Ohio, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Monitoring and Support Laboratory, p. 69-85.

Brugnoli, E., Clemente, J., Boccardi, L., Borthagaray, A. & Scarabino, F., 2005. Update and prediction of golden mussel (*Limnoperna fortunei*): distribution in the principal hydrographic basin of Uruguay. Anais da Academia Brasileira de Ciências 77 (2): 235-244.

Callisto, M., Goulart, M., Barbosa, F. & Rocha, O. 2005. Biodiversity Assessment of Benthic Macroinvertebrates Along Reservoir Cascade in the Lower Sao Francisco River. Brazilian Journal of Biology, 65 (2): 229-240.

Cataldo, D., Boltovskoy, D. & Pose, M., 2002. Control del molusco incrustante *Limnoperna fortunei* mediante el agregado de moluscicidas al agua. Tercera jornada sobre conservación de la fauna íctica en el Río Uruguay, Uruguay.

Clements, W.H. & Newman, M.C. 2002. *Community ecotoxicology*. John Wiley and Sons, Chichester, Reino Unido. 336 pp.

Conde, D., Gorga, J. & Chalar, G. 1999. Nitrógeno, fósforo y sílice. En: Arocena, R. & Conde, D. Métodos en Ecología de aguas continentales. Instituto de Biología. Sección Limnología. Universidad de la República. Facultad de Ciencias

Conde, D., Paradiso, M., Gorga, J., Brugnoli, E., De León, L. & Mandiá, M. 2002. Problemática de la calidad de agua en el sistema de grandes embalses del Río Negro (Uruguay). CIER 39: 51-68

Darrigran, G., 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions* 4:145-156.

DINAMA-JICA, 2009. Proyecto de mejora de la capacidad de gestión de calidad del agua para Montevideo y el área Metropolitana. Anexo (8.4.4) Manual Educativo: la protección de los recursos hídricos en la cuenca del Río Santa Lucía

Faria, B. & Oliveira, A. M. S., 1994. The role of drainage basins in the silting up of reservoirs: the capivara pilot Project. In: F.A.R. Barbosa (ed), Workshop: Brazilian Programme on Conservation and Management of Inland Waters. *Acta Limnologica Brasil*, 5: 103-111.

Giller, P. & Malmqvist, B., 1998. The biology of streams and rivers. *Biology of habitats*. Oxford University Press, p. 83-88

Hawkes, H. A., 1980. Invertebrates as indicators of river water quality. En: James, A. D. L. & Erison, L. (eds) *Biological indicators of water quality*. Wiley & Sons.

Henry, R., 1999. *Ecologia dos reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu, FAPESP-FUNDBIO, 800p.

IETC, 2001. Planejamento e gerenciamento de lagos e reservatorios: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização. UNEP-PENUMA- International Environmental Technology Centre. Osaka :385

Informe de OSE, 29 de enero, 2009, [http://www.presidencia.gub.uy/\\_Web/noticias/2009/01/2009012908.htm](http://www.presidencia.gub.uy/_Web/noticias/2009/01/2009012908.htm)

JICA-MVOTMA, 2009. Proyecto para el control de la contaminación y gestión de la calidad del agua en la cuenca del Río Santa Lucía. Informe de avance n° 2.

Johnson, N., Revenga, C. & Echeverria, J., 2001, Managing water for people and nature. *Science* 292 (5519): 1071-1072

Jorcin, A., Nogueira, MG., & Belmont, R. 2009. Spatial and temporal distribution of zoobenthos community during the filling up period of Porto Primavera Reservoir (Paraná River, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 69 (1): 19-29.

Karatayev, A.Y., Padilla, D., Minchin, D., Boltovskoy, D. & Burlakova, L.B., 2007. Changes in global economies and trade : the potential spread of exotic freshwater bivalves. *Biological Invasions* 9: 161-180

Kearns, M. 2004. Low flow inventory, dams. Retrieved March 3, 2005 from [http://www.mass.gov/dfwele/river/rivlow\\_flow\\_inventory/dams.html](http://www.mass.gov/dfwele/river/rivlow_flow_inventory/dams.html)

Kennedy, R.H. 1999. Reservoir design and operation: limnological implications and management opportunities. En: Tundisi *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. International Institute of Ecology. San Carlos, Brasil : 1-28

Lampert, W. & Sommer, U. (1997). Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams. Oxford University Press. Second edition.

Margalef, R., 1983. Limnología. Ed. Omega. Barcelona

Marques, M., Barbosa, F., & Callisto, M. 1999. Distribution and Abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an Impacted Watershed in South East Brazil. Revista Brasileira de Biología, 59 (4): 553-561

Martinez Córdova, L.R. 1998. Ecología de los Sistemas Acuícolas. A.G.T. Editor, S.A. México. 227 pp.

Monteoliva, A. & Bellido, C., 2000. La gestión limnológica y el mantenimiento de la integridad ecológica en los embalses. La Gestión del Agua II. Revista del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. <http://usuarios.lycos.es/drinkingwater/Gestion%20limnologica.htm#51>

Muñoz, E., Mendoza, G. & Valdovinos, C., 2001. Evaluación rápida de la biodiversidad en cinco sistemas lénticos de Chile Central: macroinvertebrados bentónicos. Gayana (Concepción) v. 65 n° 2

Olazarri, J., 1986. Almejas del género *Corbicula* en el río Uruguay y sus efluentes del margen izquierdo. Seminario “El río Uruguay y sus recurso pesqueros”. CARU 21/10/87 pag. 65-67

Olivares, C. & De león, A. 1995. EMBALSES, Obras Hidráulicas Tema 3. Revista El Agua Tomo I Edición Especial Grandes Presas de Venezuela Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables

OPP-OEA-BID. 1992. Informe final “Uruguay- estudio ambiental nacional” <http://www.oas.org/dsd/publications/Unit/oea10s/ch006.htm>

Parra, O., 1989. La eutroficación de la Laguna Grande de San Pedro, Concepción, Chile: un caso de estudio. Amb. y Des., Vol. V- N° 1: 117-136

Prat, N. & Rieradevall, M., 1998. Criterios de evaluación de la calidad del agua en lagos y embalses basados en los macroinvertebrados bentónicos. Actual Biol. 20(69): 137-147

Rivera, I. & Vogler, A., 1999. Habitat type as a determinant of species range sizes: the example of lotic-lentic differences in aquatic Coleoptera. Biological Journal of the Linnean Society (2000), 71: 33-52

Roldán, G., 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Fondo Fen Colombia. Conciencias. Universidad de Antioquia.

Rosenberg, D. M., Mc Cully, P. & Pringue, C.M., 2000, Global-scale environmental effects of hydrological alterations: introduction. Bioscience, 50 (9): 746-751.

Santos, C.M. & Henry, R., 2001. Composiçao, distribuicao e abundancia de Chironomidae (Diptera, Insecta) na represa de Jurumirim (rio Paranapanema). Acta Limnológica Brasiliensia, vol. 13, nº 2, p. 99-115

Silverio, M.J. & Salas, L., 2006. Comunidad zoobentónica en los sedimentos del Dique Sumampa (Catamarca, Argentina). Revista de Ciencia y Técnica, nº 12, junio 2006.

Vollenweider, R.A., 1980. Control de la eutroficación. La naturaleza y sus recursos 16 (3): 10-15.

Wilhm, J.L., 1975. Biological Indicators of Pollution. En B.A.H. Witton (ed) River Ecology. Studies in Ecology Vol. 2 BlackwellScient, Publics. Oxford y London, pp.:375-402.

