



Tesina de grado  
Profundización Ecología

# Estudio Paleolimnológico de un lago recientemente urbanizado: lago del Parque Rivera, Montevideo, Uruguay



Estudiante  
Juan Hordeñana

Orientador  
Felipe García Rodríguez

Sección Oceanografía y Ecología Marina, Facultad de Ciencias, Universidad de la República

Centro Universitario Regional del Este, Sede Rocha, Universidad de la República

2016

## Índice

Lista de Figuras.....	iii
Lista de Tablas.....	iii
Lista de abreviaturas.....	iii
Agradecimientos.....	iv
Resumen.....	v
Introducción.....	6
Objetivos.....	8
Materiales y Métodos.....	8
Área de estudio e información previa.....	8
Procedimientos de estudios geoquímicos y sociales.....	11
Análisis estadístico.....	13
Resultados.....	13
Geocronología.....	13
Análisis social-demográfico.....	15
Descripción litológica.....	16
Materia Orgánica.....	16
Clorofila.....	16
Humedad.....	16
Análisis estadístico.....	16
Discusión.....	17
Literatura Citada.....	18

## Lista de Figuras

Figura 1. locación dentro del lago de donde fueron extraídos los testigos de sedimento. En verde oscuro se observa la principal entrada de agua al sistema, en verde claro las posibles vías de escurrimiento pluviales y en rojo la vía de salida de agua del sistema.....	9
Figura 2. mapa geológico del area de estudio. Se observa que la ubicación del parque Rivera (flecha roja) es en el límite entre una formación dunar Holocénica y la formación Libertad Pleistocénica. ....	11
Figura 3 . Sección longitudinal de testigo de sedimento.....	12
Figura 4. a) distribución vertical de la actividad de $^{137}\text{Cs}$ mostrando el máximo en el año 1966, b) regresión lineal de la actividad de $^{210}\text{Pb}$ de datos logarítmicos.....	14
Figura 5. evolución del poblamiento de la zona comprendida entre las calles Zum Felde, Camino Carrasco, Av. Bolivia y Av. Italia marcadas en amarillo. En tono rojo se ven marcadas las construcciones.....	15
Figura 6. a) %H <sub>2</sub> O; b) %M.O. y c) Clo a%M.O.....	17

## Lista de Tablas

Tabla 1. Valores medios, máximos y mínimos de las variables físicas y químicas del Lago Rivera. Los cálculos corresponden a la información obtenida de todas las épocas del año. (Fuente: Mazzeo <i>et al.</i> 2000).....	10
Tabla 2. Actividad de $^{210}\text{Pb}$ , $^{137}\text{Cs}$ a diferentes profundidades. A la derecha de la tabla se muestran las edades.....	14
Tabla 3. Tasas de sedimentación y de acumulación de masa para los distintos radionucleidos estudiados.....	14

## Lista de abreviaturas utilizadas

$^7\text{Be}$ : Berilio 7
$^{210}\text{Pb}$ : Plomo 210
$^{137}\text{Cs}$ : Cesio 137
Hás: hectáreas
PVC: policloruro de vinilo
% M.O.: porcentaje de materia orgánica
%CaCO <sub>3</sub> : porcentaje de carbonato de Calcio
P.S.40: peso de la muestra seca a 40°C
P.S.550: peso de la muestra secada a 550°C
Clo a: clorofila a
PPA: pronto para análisis
A <sub>665</sub> : absorbancia a 665 nanómetros
A <sub>750</sub> : absorbancia a 750 nanómetros
P.S.: peso seco de la muestra
Nt: nitrógeno total
Pt: fósforo total
K: potasio

Na: sodio  
NaOH: hidróxido de sodio  
 $\lambda$ : longitud de onda  
 $^{238}\text{U}$ : Uranio 238  
CIC: constant initial concentration  
mR: mínimo relativo  
mA: mínimo absoluto  
MR: máximo relativo  
MA: máximo absoluto

### **Agradecimientos**

A mi familia y amigos por bancarme siempre y en todas. Al Felo por también bancarme en todas y además por tenerme paciencia para enseñarme todo lo que fuera necesario. A todos los del piso 10 por estar siempre dispuestos a darme una mano, aunque fuera la décima vez que repetía el mismo experimento y eran las 9 pm de un martes. Al Pedeciba por financiar el grueso del proyecto y su disposición y buena onda siempre. A Rubens y su equipo en la Universidad de San Pablo por darme la fantástica mano de la datación por  $^{210}\text{Pb}$ .

## Resumen

Los cuerpos de agua presentes en las ciudades suelen verse afectados por el aporte antrópico de nutrientes y demás contaminantes, en un proceso denominado “eutrofización cultural”. La falta de datos del funcionamiento de estos ecosistemas en el pasado suele ser determinante a la hora de diseñar un plan para su recuperación y manejo, ya que se desconoce cuándo y porque se dió el cambio de las condiciones iniciales a las actuales. La paleolimnología es una herramienta de suma utilidad en estos casos, ya que es capaz de aportar datos a través de diversos proxies hallados en el registro geoquímico del sedimento para efectuar una reconstrucción histórica de los lagos estudiados. El objeto de estudio fue el lago del Parque Rivera, el cual se encuentra en una zona antiguamente rural que sufrió un proceso de poblamiento masivo a partir de la década de 1970. El lago fue clasificado como hipereutrófico por análisis previos efectuados por científicos de Facultad de Ciencias y de Ingeniería. Se tomaron dos testigos de sedimento de 40 cm aproximadamente, uno se destinó por completo a la datación por  $^{210}\text{Pb}$  y  $^{137}\text{Cs}$  y el otro se seccionó en capas cada 1 cm para luego realizarle distintos análisis: %H<sub>2</sub>O, %M.O., concentración de clorofila y sus derivados y concentración de nitrógeno y fósforo. Los resultados son concluyentes: todas las variables muestran niveles bajos en la sección más antigua del testigo hasta el año 1987 (cm 12) donde aumentan abruptamente a niveles altos que se mantienen hasta la actualidad. Esto coincide con los datos demográficos obtenidos, que demuestran que el poblamiento de la zona que comprende la cuenca del lago se hizo de manera precaria en cuanto a cuidados ambientales, teniendo como consecuencia una afectación negativa sobre la calidad ambiental del lago. El lago del parque Rivera se trata de un claro caso de eutrofización cultural, donde un proceso de poblamiento de cierta zona se ve acompañado de un proceso de deterioro de un ecosistema acuático presente en ésta.

Palabras clave: Paleolimnología, lago urbano, eutrofización histórica, geocronología, eutrofización cultural., Montevideo, Uruguay.

## Introducción

La paleolimnología es una ciencia multidisciplinaria que utiliza la información física, química y biológica preservada en perfiles de sedimento para reconstruir condiciones ambientales pasadas en ecosistemas acuáticos continentales (Smol 2008).

Hablar del pasado de un ecosistema es mucho más que simplemente enumerar hechos ocurridos, también brinda la capacidad de dar contexto a su condición actual. Conocer el pasado es una herramienta poderosa a la hora de entender cuál es la condición presente y anticipar qué situación podría ocurrir en un futuro. Por ello, la falta de información a largo plazo, no permite demostrar cuánto se ha degradado (o recuperado) un ecosistema, determinar qué nivel de disturbios han tenido consecuencias negativas sobre éste o determinar las posibles trayectorias del cambio ambiental (Smol 2008).

El proceso de sedimentación, consiste en el depósito de componentes físicos, químicos y biológicos, ya sea provenientes de la columna de agua como de la cuenca de drenaje, sobre la superficie del sedimento. De ésta manera, las capas sedimentarias se depositan sucesivamente, estableciendo un orden cronológico y almacenando información de los hechos pasados (García-Rodríguez 2002). Dicha información se almacena en forma de medidas indirectas de condiciones pasadas en el ecosistema acuático y se la conoce como datos “proxy”. Así, la información contenida en los perfiles verticales de sedimento de un lago permite reconstruir las condiciones paleolimnológicas y también las condiciones paleoambientales de la cuenca de drenaje (García-Rodríguez 2002).

Antes de estudiar la información almacenada en el sedimento es necesario fecharla; para esto existen muchas técnicas geocronológicas de datación. La geocronología determina cuantitativamente la distribución vertical de radioisótopos en el perfil sedimentario. Existen varias técnicas de datación, dependiendo de la escala de tiempo en la que se desea trabajar. Los radioisótopos con vidas medias relativamente cortas (i.e.  $^7\text{Be}$  53,4 días,  $^{210}\text{Pb}$  22,26 años) los hacen apropiados para dinámicas de sedimentación contemporáneas (Eakins 1983). La datación por medio de  $^{210}\text{Pb}$  ha probado ser capaz de aportar cronologías confiables para los últimos 100-150 años (Parrya *et al.* 2013) siendo generalmente corroborada por la técnica de  $^{137}\text{Cs}$  la cual se basa principalmente en los tiempos conocidos de *fallout* (proceso por el cual un radionucleido artificial presente en la atmósfera retorna a la superficie terrestre) de radionucleidos artificiales creados durante la actividad nuclear (Walling y He, 1997).

Las técnicas utilizadas para sedimentos recientes (i.e. 100-150 años) son las dataciones por el isótopo natural  $^{210}\text{Pb}$  y el isótopo artificial  $^{137}\text{Cs}$  (producido en las reacciones termonucleares), ya que los mismos tienen  $\lambda = 22,23$  y 30 años, respectivamente (Appleby 2001; Walker 2005; Bianchi 2007; Pittauerová *et al.* 2011). Estos estudios se enfocan principalmente en los cambios recientes asociados mayoritariamente al impacto antrópico (Soto *et al.* 2000; Burone *et al.* 2011; Córdoba 2011). El  $^{210}\text{Pb}$  se forma dentro de la serie de desintegración del  $^{238}\text{U}$  (Appleby 2001; Bianchi 2007). La actividad del  $^{210}\text{Pb}$  presenta dos componentes, el  $^{210}\text{Pb}$  soportado, el cual se considera constante en la columna de sedimento, y es el resultado del decaimiento natural del  $^{226}\text{Ra}$  en los sedimentos (Appleby 2008). Por otro lado, existe el  $^{210}\text{Pb}$  aportado por precipitación atmosférica ( $^{210}\text{Pb}$  no soportado o en exceso), el cual es finalmente depositado en los sedimentos de los sistemas acuáticos (Appleby 2001; Córdoba 2011). Debido al proceso de sedimentación, el  $^{210}\text{Pb}$  no soportado actúa como un reloj natural, registrando el tiempo ocurrido desde su depósito (Appleby 2008). Así, el  $^{210}\text{Pb}$  no soportado presenta valores exponencialmente decrecientes con respecto a la profundidad, de acuerdo a su constante de decaimiento radiactivo, a diferencia de lo que sucede con el  $^{210}\text{Pb}$  soportado (Córdoba 2011). Las desviaciones de esta distribución exponencial permiten identificar posibles alteraciones en el ambiente sedimentario (Bernal *et al.* 2010).

Una vez obtenida la edad de los sedimentos, a partir de un modelo de edad-profundidad robusto se analizan los diversos proxis geoquímicos para realizar las inferencias paleoambientales. La

distribución vertical de nutrientes en los sedimentos es a menudo usada para hacer inferencias de cambios naturales del estado trófico de un lago a través del tiempo geológico pero también permite inferir el impacto de las actividades humanas (Selig *et al.*, 2007; Xu y Jaffé, 2009). Se conoce como eutrofización al proceso de enriquecimiento de la carga de nutrientes en un cuerpo de agua, ya sea por acción natural o cultural. El nitrógeno y el fósforo son importantes en el control de los productores primarios y por lo tanto del proceso de eutrofización (Margalef 1983). Éstos nutrientes son asimilados por los actores fotosintéticos durante el proceso de fotosíntesis, y según su proporción con respecto a otros nutrientes pueden actuar como factores limitantes en su crecimiento (Vitousek y Howarth, 1991). Es por esto que obtener datos acerca de las concentraciones de N y P en un perfil vertical sedimentario proporciona información valiosa para entender los estados de productividad de éste ecosistema en el pasado (McLauchlan *et al.* 2013).

El contenido de materia orgánica en un perfil sedimentario da una pista de los episodios de enriquecimiento o empobrecimiento del sistema (Lami *et al.* 2014). A su vez, los cambios de las concentraciones de pigmentos derivados de clorofila-a conservados en el sedimento, son proporcionales a los cambios de productividad del sistema al momento de depósito, siendo ésta una herramienta que permite hacer inferencias de la paleoproductividad primaria del sistema (Leavitt 1993, Lami *et al.* 2000).

La teoría de los estados estables alternativos sugiere que los ecosistemas naturales pueden ocurrir en un equilibrio entre distintos estados estables. De ésta manera, la respuesta de un ecosistema al cambio gradual de una variable ambiental no será continuo con respecto a ésta, sino que será abrupto a partir de que ésta variable alcance cierto valor umbral o punto de bifurcación, momento en el cual el sistema comienza a migrar de un estado a otro. También predice que la regresión de un estado estable al anterior no se dará al llevar las condiciones al valor que dió el cambio inicialmente, sino que habrá que llevarlas a un nuevo valor umbral para que la transformación entre estados se dé (Brönmark *et al.* 2005).

Un ejemplo de la transición abrupta entre estados estables es el que se suele dar en lagos someros. Éstos pueden ocurrir en dos estados estables alternativos: en condiciones de baja carga de nutrientes el lago presenta agua clara, alta biomasa de zooplancton de talla grande, baja biomasa de fitoplancton, gran cantidad de plantas macrófitas y una comunidad balanceada de peces, con una alta proporción de piscívoros; al aumentar la carga de nutrientes hasta cierto valor umbral, el lago cambia abruptamente a un estado de agua turbia, alta biomasa de fitoplancton generalmente dominado por cianobacterias, poca biomasa de zooplancton de tallas pequeñas, ausencia de macrófitas y una comunidad de peces dominada por bentívoros y planctívoros (Brönmark *et al.* 2005).

El concepto de la regulación “bottom-up: top-down” de la cadena trófica propone que en los niveles tróficos más bajos la influencia de la cantidad de nutrientes será mayor e irá siendo menor a medida que se sube por la cadena; inversamente, el efecto top-down será mayor en niveles altos de la cadena e irá perdiendo importancia a medida que descendemos por ésta. Ésta teoría también predice que a concentraciones altas de nutrientes la influencia de los peces sobre las algas será nula ya que el sistema estará dominado completamente por fuerzas bottom-up (Brönmark *et al.* 2005).

A partir del análisis integral de las variables anteriormente mencionadas, es posible reconstruir los cambios en el proceso de eutrofización, establecer las condiciones limnológicas previas al impacto humano y determinar las condiciones existentes posteriores al impacto humano. Dicha información es un excelente insumo para elaborar planes de rehabilitación de sistemas limnológicos degradados como consecuencia del desarrollo humano.

Las preguntas a responder por éste estudio son las siguientes:

- ¿Cuál ha sido la evolución del lago como ecosistema desde su creación hasta el día de hoy?

- ¿Cuál fue la influencia del desarrollo social-demográfico de la cuenca del lago sobre el proceso de eutrofización?
- ¿Existe alguna relación entre estos dos aspectos?

Para responder a dichas preguntas se establecen los siguientes objetivos.

### Objetivo General

Reconstruir las condiciones paleolimnológicas del lago del Parque Rivera.

### Objetivos Específicos

Datar el sedimento por la técnica de  $^{210}\text{Pb}$  para establecer la cronología de eventos.

Realizar un análisis geoquímico del sedimento que comprende materia orgánica, carbonato, pigmentos fotosintéticos, nitrógeno y fósforo total, para reconstruir el proceso histórico de eutrofización.

Realizar un análisis físico-textural de los sedimentos del lago, para relacionarlo a los datos geoquímicos.

Recabar información sociodemográfica de la zona de Malvín Norte que comprende la cuenca del Lago del Parque Rivera para inferir el efecto del desarrollo urbano sobre las condiciones ecosistémicas.

## **Materiales y Métodos**

### **Área de Estudio e Información previa**

La zona de Malvín Norte que comprende la cuenca del Lago del Parque Rivera ha experimentado un crecimiento demográfico significativo desde la década del 70, cuando comenzó la etapa más intensa del poblamiento por medio de la instalación progresiva de decenas de complejos habitacionales de viviendas, hasta la actualidad (Figura 1). Vecinos establecidos en el lugar previamente a la llegada de las cooperativas lo recuerdan como un lugar agreste, tranquilo y despoblado. Lo que hoy conocemos como el Parque Rivera fue, hasta 1930, la quinta de la familia Durandea, quienes fueron responsables del diseño del lago y la plantación de árboles con fines estéticos y de fijación dunar. Desde aquel entonces el parque ha sufrido distintos cambios, sin embargo, ha permanecido bastante inalterado en cuanto a su forma y disposición en general.

Actualmente el lago está muy deteriorado y, según estudios de Facultad de Ciencias y de Ingeniería (Mazzeo *et. al.* 2000, Hernández *et. al.* 2006) se clasifica como hipereutrófico, como consecuencia de la influencia antrópica acumulativa histórica (Tabla 1).

Los dos testigos de sedimentos utilizados en el estudio fueron tomados en el Lago del Parque Rivera ( $34^{\circ}52'47.2''\text{S}$   $56^{\circ}05'30.2''\text{W}$ , Figura 2). Éste tiene una ubicación céntrica dentro del parque, encontrándose rodeado de vegetación arbórea exótica. Posee un área de aproximadamente 5 Hás, y contiene cuatro islas pequeñas donde anidan una amplia variedad de aves nativas y exóticas. El volumen hídrico es de  $38,000\text{ m}^3$  aproximadamente y la profundidad media de la columna de agua es de 70cm. Se lo clasifica como un lago somero y posee aproximadamente  $35,000\text{ m}^3$  de lodo acumulado en el fondo (Hernández *et. al.* 2006). La cuenca de aporte superficial es de aproximadamente 100 Hás. recogiendo el agua de lluvia por 4 vías de escurrimiento, pero el principal aporte de agua lo constituye una cañada que corre del Norte hacia el Sur, y que recorre una extensa área urbana de Malvín Norte (Hernández *et. al.* 2006). Ésta zona posee una red de



saneamiento en muy malas condiciones, teniendo como consecuencia un vertido de aguas cloacales y domésticas a la cañada de aporte al lago. A su vez, sobre la ribera oeste del lago corre un colector sanitario que, al carecer de aliviaderos, vierte sus aguas directamente al lago en épocas de lluvia (Mazzeo *et. al.* 2000).

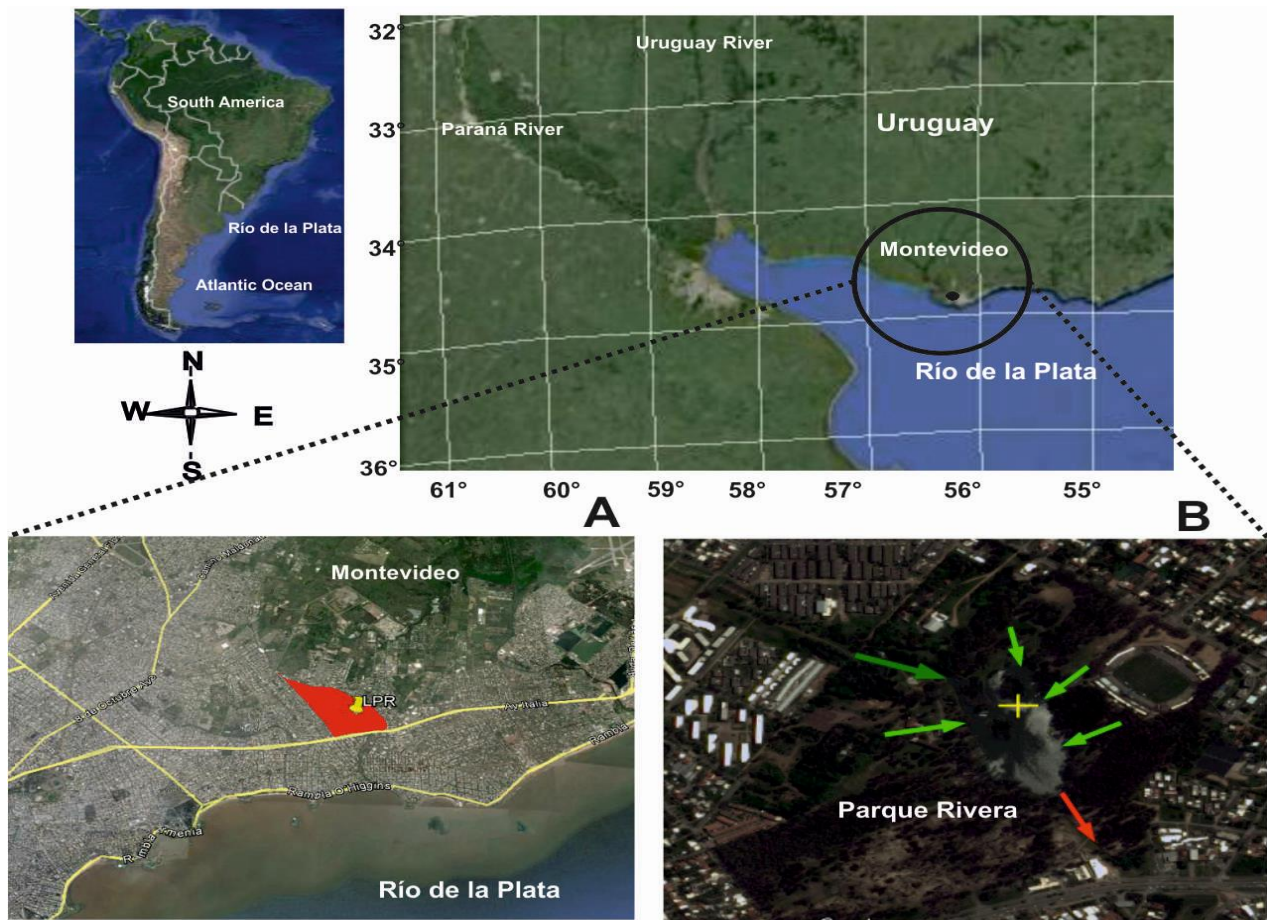


Figura 1. a) Área de estudio ubicada dentro de Montevideo, Uruguay. b) la cruz amarilla marca la locación de donde fueron extraídos los testigos de sedimento utilizados en el estudio. En verde oscuro se observa la principal entrada de agua al sistema, en verde claro las posibles vías de escurrimiento pluviales y en rojo la vía de salida de agua del sistema.

Debido a este elevado aporte de sustancias orgánicas el lago se encuentra en estado de eutrofización, siendo el aporte de sustancias sólidas un factor principal en esta problemática. El lago actúa como un sistema depurador de agua, lo cual se hace evidente al observar la mejoría en la calidad del agua que sigue su curso aguas abajo por la cañada del molino, con respecto al agua que ingresa al lago por la cañada principal (Mazzeo *et. al.* 2000).

Estudios previos de las características físico-químicas de la columna de agua del lago (Tabla 1), lo clasifican como un lago hipereutrófico y polimictico. Durante el verano, el agua se suele ver verde por un elevado crecimiento de microalgas, condicionando la transparencia de ésta según el momento del año. Los valores promedio de clorofila-a y sólidos en suspensión son altos, constituyendo la biomasa de microalgas una fracción importante en éstos últimos. Los desechos domésticos son también un aporte significativo a la cantidad de sólidos en suspensión (Mazzeo *et. al.* 2000).

Existe una condición de subsaturación de oxígeno en la columna de agua y de anoxia en el fondo, ambos debido a la elevada carga de materia orgánica en el agua. El pH registrado presenta valores moderadamente básicos, probablemente debido a la gran incorporación de oxígeno por parte del fitoplancton. También se registraron valores predominantes de las formas reducidas de nitrógeno,

así como de altos valores de amonio (Mazzeo *et. al.* 2000) (Tabla 1). Existe una ausencia total de fauna bentónica, mientras que la comunidad fitoplanctónica no presenta un reemplazo estacional, sino que se ve dominada por la cianobacteria *Merismopedia tenuissima* durante el verano y luego es reemplazada por clorofitas de pequeño tamaño (*Monoraphidium spp.*, *Chlorella* y *flagelados*) durante el resto del año.

La comunidad zooplanctónica se caracterizó por la amplia dominancia del grupo de los rotíferos - los cuales pueden ser buenos indicadores de contaminación orgánica por sus elevadas tasas de reproducción (Brönmark *et. al.* 2005)- a excepción del invierno durante el cual predominaron los cladóceros. Se destaca la alta abundancia de cladóceros que coincide con los máximos niveles de transparencia del agua, con *Daphnia obtusa* como especie dominante. Ésta abundancia se explicaría por una baja presión de predación (Mazzeo *et. al.* 2000). Se registraron solamente tres especies de peces en el lago: *Cnesterodon decemmaculatus*, *Gymnogeophagus raboratus* y *Synbranchus marmoratus*. Tanto la abundancia total como específica de todas las especies de peces fue muy baja, con valores de biomasa total menores a 1 kg/Ha (Mazzeo *et. al.* 2000).

Tabla 1. Valores medios, máximos y mínimos de las variables físicas y químicas del Lago Rivera. Los cálculos corresponden a la información obtenida de todas las épocas del año. (Fuente: Mazzeo *et al.* 2000).

<b>Variables</b>	<b>MEDIA</b>	<b>RANGO</b>
<i>Disco de Secchi (cm)</i>	0.32	<b>0.15 - 0.65</b>
<i>Oxígeno (mg.l<sup>-1</sup>)</i>	3.55	<b>0.16 - 9.04</b>
<i>Temperatura (°C)</i>	17.6	<b>10.2 - 27.9</b>
<i>% Saturación de O<sub>2</sub></i>	38.8	<b>1.9 - 117.1</b>
<i>pH</i>	7.73	<b>7.03 - 8.56</b>
<i>Alcalinidad (mg CaCO<sub>3</sub>.l<sup>-1</sup>)</i>	316.2	<b>210 - 700</b>
<i>Sólidos en suspensión (mg.l<sup>-1</sup>)</i>	45.2	<b>8 - 88.1</b>
<i>Conductividad (S/cm)</i>	648	<b>286-1194</b>
<i>Materia orgánica de los sólidos en suspensión (%)</i>	76.9	<b>57.9-96.6</b>
<i>Nitrito (g.l<sup>-1</sup>)</i>	53.8	<b>2.9 - 200.8</b>
<i>Nitrato (g.l<sup>-1</sup>)</i>	178.5	<b>104.7 - 270.3</b>
<i>Amonio (g.l<sup>-1</sup>)</i>	11897.0	<b>234.8 - 42933.9</b>
<i>Nitrógeno total (g.l<sup>-1</sup>)</i>	13970.7	<b>2748.0 - 37928.1</b>
<i>Fósforo reactivo soluble (g.l<sup>-1</sup>)</i>	629.8	<b>110.5 - 1064.1</b>
<i>Fósforo total (g.l<sup>-1</sup>)</i>	3708.7	<b>1371.3 - 10086.5</b>
<i>NO<sub>3</sub>/PO<sub>4</sub></i>	0.4	<b>0.14 - 1.43</b>
<i>Sílice reactivo (g.l<sup>-1</sup>)</i>	10681.8	<b>6220.9 - 15834.8</b>
<i>Clorofila a (g.l<sup>-1</sup>)</i>	125.2	<b>0 - 254.3</b>
<i>Clo a/PO<sub>4</sub></i>	0.23	<b>0 - 0.50</b>

Desde el punto de vista geológico el Parque Rivera se encuentra en el límite entre la formación dunar holocénica y la Formación Libertad, correspondiente al Pleistoceno (Figura 3) la cual está dominada por sedimentos arenosos pertenecientes a sistemas dunares.

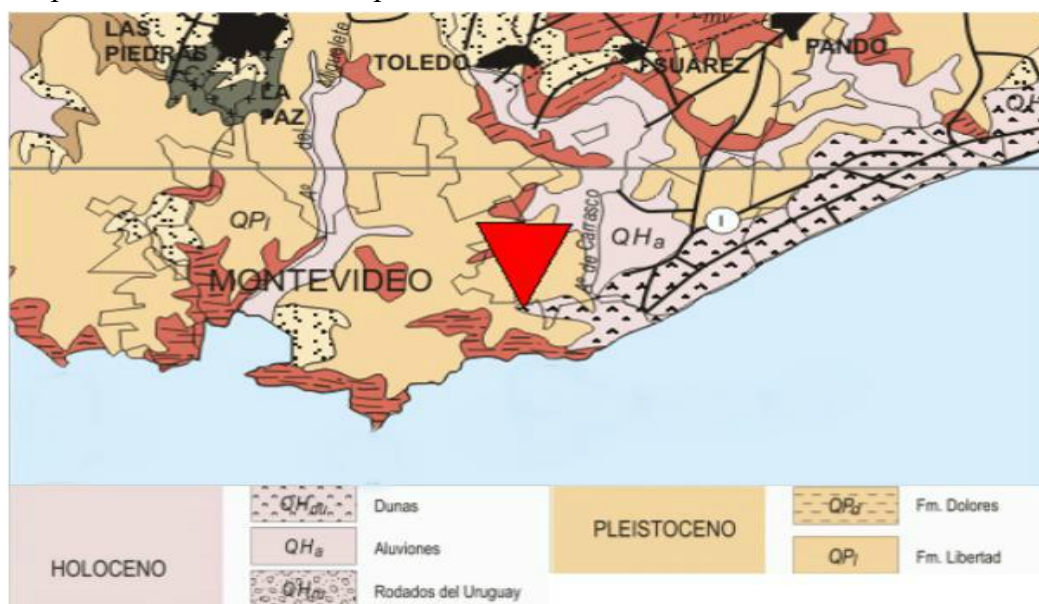


Figura 2. Mapa geológico del área de estudio. Se observa que la ubicación del parque Rivera (flecha roja) es en el límite entre la formación dunar Holocénica y la formación Libertad Pleistocénica. Fuente: carta geológica del Uruguay.

## Análisis de laboratorio

### Toma de muestras

La extracción de testigos fue el 24 de agosto del 2014 ( $34^{\circ}52'44.33''S$ ,  $56^{\circ}5'30.01''O$ ) realizada con dos corers que constan en tubos de PVC con un pistón y tapas para un cierre hermético.

Un testigo se destinó por completo para la datación por  $^{210}\text{Pb}$  mientras que el otro se utilizó en el análisis físico y en los análisis geoquímicos. Los tubos se seccionaron en dos mitades iguales, las cuales se separaron con láminas metálicas de separación.

### Datación por $^{210}\text{Pb}$ y $^{137}\text{Cs}$

Las submuestras se secan en horno a  $40^{\circ}\text{C}$  por 48 hs. luego se pulverizan, pesan y transfieren a recipientes cilíndricos de polietileno para conteo mediante espectrometría gamma ( $\gamma$ ) de alta resolución. Esta técnica es actualmente la más utilizada para la medición de decaimiento radioactivo (Saito *et al.*, 2001; Neves *et al.*, 2014). Debido a las ventajas que presenta su uso no es necesario tratamiento previo ni concentración de las muestras de sedimento (Appleby, 2001).

Las muestras para datación por  $^{210}\text{Pb}$  fueron datadas en el instituto Oceanográfico de la Universidad de San Pablo.



Figura 3. Sección longitudinal de testigo de sedimento.

### **Análisis físico-textural**

Mediante el tacto se determinó la composición de sedimentos del testigo. Se determinaron los colores de sedimentos húmedos mediante la utilización de la tabla Munsell (Cochrane 2014). A partir de la información obtenida se clasificó el testigo en distintas unidades litológicas.

### **Estudio social-demográfico**

Se analizaron fotos aéreas de 1967 y 1985 así como satelitales de 2015 del área de estudio, comparando las zonas pobladas contra las despobladas.

### **Determinación de M.O. Método detallado en Byers *et al.* (1978)**

Las muestras se depositaron en crisoles, se secaron a 40°C por 5 días, luego se insertaron en la mufla a 550°C por 3 horas. Los crisoles se pesaron inicialmente vacíos, luego con la muestra se pesaron antes y después de cada uno de los secados a distintas temperaturas. Con los datos de peso del sedimento se calculó el contenido de agua en la muestra; % M.O.

$$\%M.O. = ((P.S.40 - P.S.550) / P.S.40) * 100$$

Donde %M.O. Es el porcentaje de carbono orgánico en cada muestra; P.S.40 es el peso de la muestra seca a 40°C, P.S.550 es el peso de la muestra secada a 550°C. (Hieiri *et al.* 2001).

### **Determinación de concentración pigmentos derivados de Clorofila-a y feopigmentos (Clo a) – Método de Lorenzen (1967)**

Se depositó aproximadamente 1 gramo de muestra en un tubo falcon forrado en aluminio, y se agregó 18mL de acetona PPA. Se almacenaron las muestras por 24 horas a 4°C y luego se centrifugaron a 3000rpm durante 5 minutos. En el espectrofotómetro se midió el absorbancia de las muestras para las siguientes longitudes de onda: 665nm y 750nm. Luego se acidificaron con 120 µL de HCl 0,1N para medir sus absorbancias en las mismas longitudes de onda. A partir de los datos obtenidos, la concentración de Clo a y Feopigmentos se calculó aplicando las siguientes ecuaciones:

$$Clo\ a = 11,9 \times 2,43 ((A_{665} - A_{750}) - (A_{665ac} - A_{750ac})) \times 18 / P_s$$

$$Feopigmentos = 11,9 \times 2,43 (1,7 (A_{665ac} - A_{750ac}) - (A_{665} - A_{750})) \times 18 / P_s$$

Donde:

11,9: Coeficiente de calibración

2,43: Factor para igualar la reducción de la concentración de la clorofila inicial

A<sub>665</sub>: Absorbancia a 665 nm

A<sub>665ac</sub>: Absorbancia a 665 nm acidificada con ácido clorhídrico

18: Volumen de extracción de acetona

Ps: Peso seco de la muestra

### **Determinación de concentración de Nt y Pt – Valderrama (1981) adaptado para sedimentos, detallado en Arocena y Conde (2004)**

#### **Digestión previa**

Se colocaron en un frasco de autoclave 0,2 grs. de muestra, 0,5grs. de Persulfato de K 8,0 mL de reactivo oxidante y 40 mL de H<sub>2</sub>O mQ. Se autoclavaron a 1 kg de presión durante 1 hora.

#### **Determinación de Nitrógeno Total – Método de Mueller y Weidemann (1955)**

En matraces earlenmeyer de 100,0mL se colocaron 25,0mL de muestra previamente digerida, se le agregó 1 mL de solución de Salicilato de Na y se dejó en estufa a 85°C por 24hrs. Luego, se le agregó 1 mL de Ácido sulfúrico ppa, se lo llevó a menos de 50 mL con H<sub>2</sub>O mQ, se le agregó 7mL de Tartrato de NaOH y K y se completó hasta 100mL con H<sub>2</sub>O mQ. Se midió absorbancia a 420 nm (si las muestras están muy concentradas se pueden diluir a 1/10). A partir de éstos datos y de una curva de calibración, se extrapolaron las concentraciones de la muestra.

#### **Determinación de Fósforo Total – Método de Murphy y Riley (1962)**

En tubos de ensayo, se colocaron 10,0 mL de muestra y 1mL de Reactivo mixto. Se dejó accionar entre 15 y 30 minutos y se midió absorbancia a 885nm. A partir de éstos datos y de una curva de calibración, se extrapolaron las concentraciones de la muestra.

#### **Análisis Estadístico**

Para identificar zonaciones del registro geoquímico se corrió un análisis de clúster utilizando el método de Morisita de restricción estratigráfica con el programa PAST disponible gratis en internet. Las variables utilizadas en el análisis fueron: %M.O., Clo a/%M.O., Nt y Pt.

## **Resultados**

#### **Geocronología**

La datación por <sup>210</sup>Pb se basó en el modelo CIC (constant initial concentration) ya que se vio que la tasa de pérdida de actividad era constante a lo largo del testigo (Figura 4). El máximo de actividad medido para el <sup>137</sup>Cs (1966-1968) se dió en el cm 21 y se corresponde con la edad asignada a la muestra en esa altura según el método de <sup>210</sup>Pb (Tabla 2). En coherencia con los estudios de <sup>137</sup>Cs realizados en otras regiones del hemisferio Sur, al pico de <sup>137</sup>Cs se le asigna la edad de 1965-1968, años durante los cuales alcanzaron su máximo las actividades de pruebas nucleares en el Océano Pacífico (Abril 2003).

La tasa de sedimentación calculada según el método CIC de <sup>210</sup>Pb es de 0,44±0,05 cm/año mientras que la de fallout de <sup>137</sup>Cs es de 0,4±0,03 cm/año (Tabla 3).

Tabla 2. Actividad de  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  a diferentes profundidades. A la derecha de la tabla se muestran las edades.

Profundidad (cm)	$^{210}\text{Pb}$ ( $\text{Bq kg}^{-1}$ )	$^{137}\text{Cs}$ ( $\text{Bq kg}^{-1}$ )	Edad (años)
0	$301,4 \pm 13,5$		2014
3	$328,0 \pm 13,5$		2007
6	$240,4 \pm 10,3$	$3,3 \pm 0,2$	2000
9	$279,9 \pm 11,1$	$4,8 \pm 0,3$	1994
12	$216,5 \pm 8,9$	$5,0 \pm 0,3$	1987
15	$245,0 \pm 10,8$	$3,7 \pm 0,2$	1980
18	$156,6 \pm 8,4$	$4,1 \pm 0,3$	1973
21	$120,7 \pm 6,6$	$5,4 \pm 0,4$	1966
23	$77,8 \pm 5,1$	$3,7 \pm 0,2$	1962
26	$79,0 \pm 4,9$	$3,5 \pm 0,2$	1955
29	$91,7 \pm 5,4$		1948
32	$66,3 \pm 4,2$	$3,3 \pm 0,2$	1941

Tabla 3. Tasas de sedimentación y de acumulación de masa para los distintos radionucleidos estudiados.

Nucléido	Modelo	V ( $\text{cm a}^{-1}$ )	
		Valor	Error
$^{210}\text{Pb}$	CIC	0,44	0,05
$^{137}\text{Cs}$	Fallout	0,4	0,03

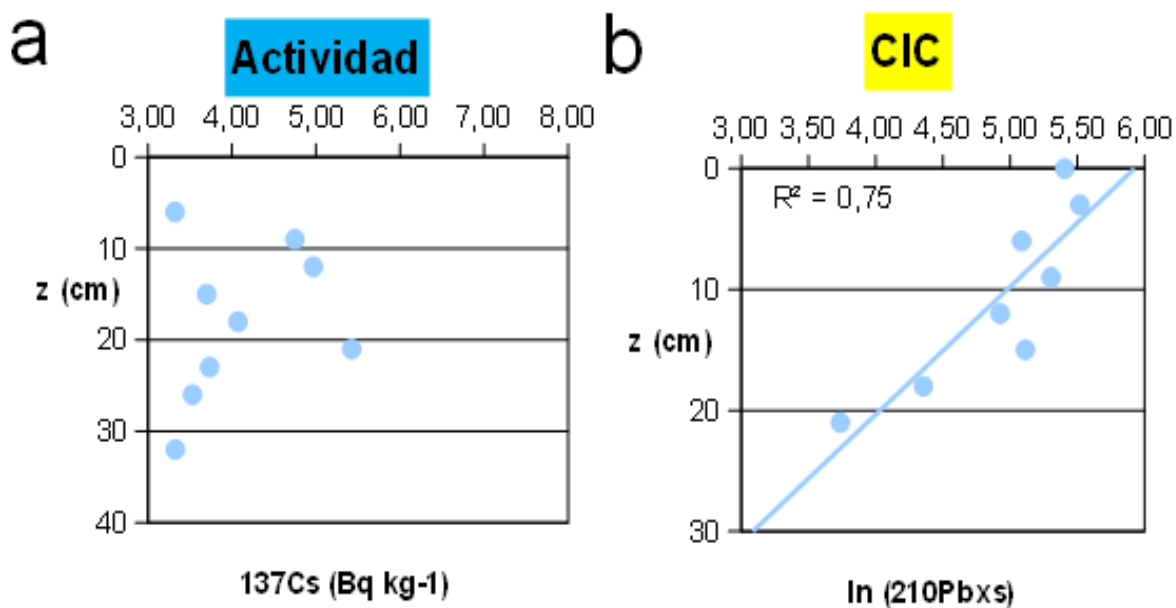


Figura 4. a) distribución vertical de la actividad de  $^{137}\text{Cs}$  mostrando el máximo en el año 1966, b) regresión lineal de la actividad de  $^{210}\text{Pb}$  de datos logarítmicos.

## Estudio Social Demográfico

El análisis de la secuencia de fotos aéreas evidencia un marcado proceso de poblamiento del área de estudio. La imagen del año 1967 (Figura 5a) muestra una clara predominancia de áreas rurales sobre construidas mientras que para 1985 (Figura 5b) ésta situación cambia claramente con la construcción de las primeras grandes cooperativas, así como del estadio Charrúa. En la actualidad (Figura 5c) se observa que el área de estudio está construída casi en su totalidad dentro de los límites permitidos.



Figura 5. evolución del poblamiento de la zona comprendida entre las calles Zum Felde, Camino Carrasco, Av. Bolivia y Av. Italia marcadas en amarillo. En tono rojo se ven marcadas las construcciones.

## Descripción litológica

El testigo fue dividido en 3 unidades litológicas de acuerdo al color y al tipo de sedimento. La más antigua está comprendida entre los 42 y 33cm, la clasificación según Munsell (hecha en húmedo para todo el testigo) es 10YR 2/1 black, presentando un color castaño oscuro y sedimentos limo arcillosos, con presencia de algunos clastos de arena gruesa.

La unidad comprendida entre 33 y 20 cm se consideró perteneciente a un ambiente de transición entre la unidad más antigua y la más reciente, presentando una mayor compactación que la unidad inferior. Ésta fue dividida en dos sub-unidades: entre 33 y 26 cm, -Munsell 10 YR 4/2 dark grayish brown- comparte características en cuanto al color, humedad y textura con la unidad inferior. Por otro lado, la sub-unidad comprendida entre 26 y 20 cm, -Munsell 10YR 4/2 dark grayish brown- presentó características litológicas similares a la unidad superior.

La unidad más reciente, comprendida entre 20 cm y la superficie, -Munsell 10YR 3/2 very dark

grayish brown- se caracterizó por una elevada presencia de sedimentos orgánicos y no se detectó presencia de arena. En ésta unidad se hizo una subdivisión según la coloración: entre 20 y 10 cm presentó un color marrón, con presencia de arcillas, mientras que de 10 cm a la superficie presentó un color verdoso- marrón, sin presencia de arcillas.

### **Análisis Estadístico**

El análisis de clúster permitió identificar dos zonas claras del registro geoquímico. La primera desde 32cm a 12cm (i.e, de 1941 a 1987). La segunda zona abarcó desde el 12cm (i.e, posterior a 1987 hasta la superficie correspondiente al año 2014) (Figura 6).

### **Materia Orgánica**

El gráfico %M.O. mostró poca variabilidad previo al año 1985, con un mínimo relativo (mR) y absoluto(mA) de 8,7% en 1980 y un máximo relativo (MR) de 15,9% en 1966. Dicho intervalo de profundidad abarca las dos unidades litológicas más antiguas y la subdivisión más antigua de la unidad litológica más reciente. El comportamiento del gráfico varía abruptamente en 1987, mostrando un marcado incremento hacia valores de 24% y siempre se observaron valores mayores a 15% (Figura 6).

### **Clorofila a**

El gráfico Clorofila a mostró poca variabilidad previo al año 1985, presentando una ligera tendencia al aumento. El MR es de 37,9 ug/g y corresponde al 1983; el mR es de 4,1 ug/g y se da antes de 1941. El gráfico muestra una variación en su comportamiento a partir de 1985, llegando al MA de 319,1 ug/g en 1993. Cabe destacar que los valores se mantienen bajos y constantes por debajo del año 1985 y aumentan de manera considerable por arriba de éste año hasta la superficie (Figura 6).

### **Humedad**

El gráfico de H<sub>2</sub>O presentó una clara tendencia al aumento de valores desde el fondo a la superficie. El mA se encuentra previo a 1941 y es de 38,2% mientras que el MA es de 86,3% y se encuentra en 1993. De éste punto en adelante el gráfico muestra una leve tendencia a decrecer (Figura 6).

### **Nitrógeno**

Los valores de concentración de nitrógeno (Figura 6) presentan una clara división en dos partes según el comportamiento. Desde 1941 hasta 1987 los valores tienden a ser bajos y constantes con un MR de 470 ug/g y un promedio de valores de 247 ug/g. A partir de 1987 y hasta la superficie existe un aumento marcado en los valores de concentración, con un mR de 1357 ug/g y un promedio de valores de 2902 ug/g.

### **Fósforo**

Los valores de concentración de fósforo (Figura 6) presentan una clara división en dos partes según el comportamiento. Desde 1941 hasta 1984 los valores tienden a ser bajos y con poca variabilidad, con un MR de 326 ug/g y un promedio de valores de 145 ug/g. A partir de 1985 y hasta la superficie existe un marcado aumento en el promedio de los valores que pasa a ser 522 ug/g con un mR de 243 ug/g.



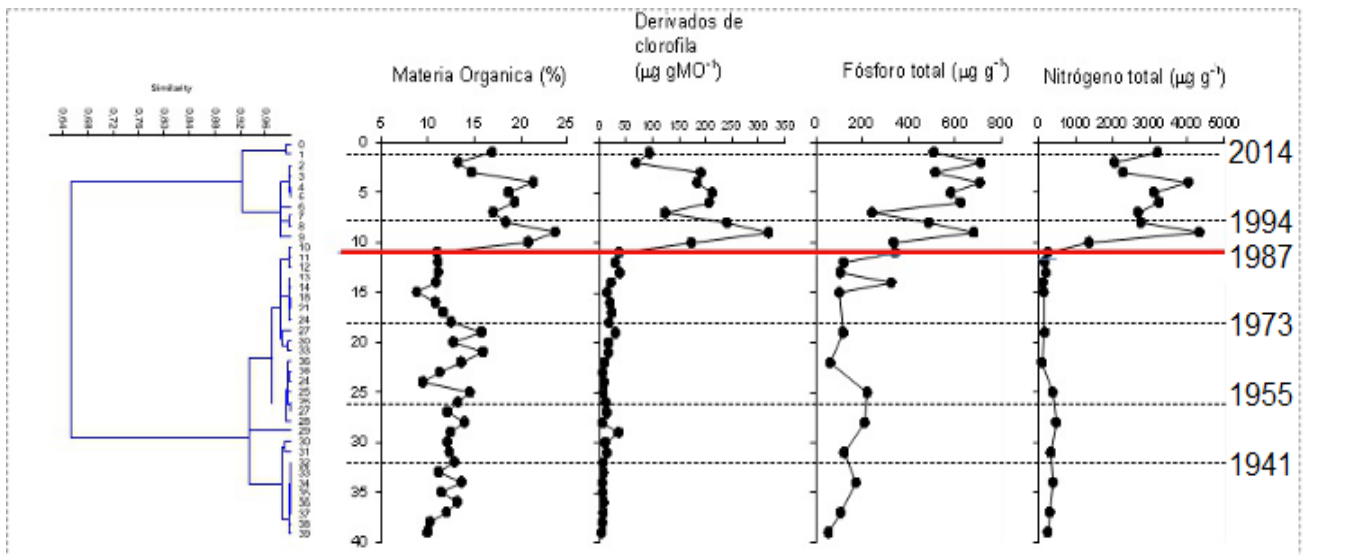


Figura 6. análisis de clúster de Morisita y comportamiento de cinco variables analizadas en función de la profundidad: %H<sub>2</sub>O, %M.O., Clo a/%M.O., Pt y Nt.

## Discusión

El registro geocronológico analizado exhibió una tasa de sedimentación similar a varias otras lagunas pequeñas del Uruguay: Laguna Blanca (García-Rodríguez et al. 2004); Laguna del Diario (Inda 2009). Esto permite realizar un análisis con una buena resolución temporal, lo que se traduce en una correlación fiable y detallada entre los datos geoquímicos e históricos obtenidos en el estudio. Según los datos obtenidos, las concentraciones de los distintos proxis de trofia, i.e.: materia orgánica, derivados de clorofila, nitrógeno y fósforo aumentaron abruptamente a partir del año 1985 y se mantuvieron en rangos elevados hasta el presente. De ésta manera, el lago pasó de un estado probablemente mesotrófico, a uno de alta productividad o eutrofia e incluso hipereutrofia, según constató Mazzeo *et al.* (2000). Esto coincide tanto con los datos social-demográficos como con las fotos aéreas que evidencian un crecimiento poblacional importante desde 1970 y que continúa hasta el día de hoy. Éste proceso de poblamiento se caracteriza por el crecimiento demográfico explosivo de una zona previamente despoblada con falta total o parcial de saneamiento, vertidos clandestinos de desechos directo al arroyo, etc. De acuerdo con un estudio análogo realizado en otro lago subtropical de Montevideo (Gabito *et al.* 2013) encontramos una correlación positiva entre el estado trófico del lago y la magnitud de urbanización en la zona en que éste se encuentra.

El desfase entre el momento de inicio del poblamiento de la zona y los cambios del estado trófico del lago puede explicarse por la resiliencia de los sistemas limnológicos para pasar de un estado de trofia a otro. El lago del Parque Rivera habría migrado de un estado de oligotrofia o mesotrofia a uno de eutrofia, caracterizado por tener aguas turbias, alta biomasa de fitoplancton (particularmente cianobacterias), zooplancton de tallas pequeñas y con poco recambio estacional y una comunidad de peces disminuida. Posteriormente, se habrían establecido las comunidades de macrófitas litorales en el lago (Mazzeo *et al.* 2000).

El caso del lago del Parque Rivera es un claro caso de eutrofización cultural, donde el proceso de crecimiento poblacional y desarrollo urbano de la zona se ve acompañado del proceso de deterioro del lago como ecosistema (Wu *et al.* 2013). Las consecuencias de ambos procesos son el aumento en la entrada de nutrientes al lago lo que tiene como consecuencia un aumento en su biomasa algal y productividad asociada, generando procesos de control ascendente en la cadena trófica (efecto bottom-up) con distintas consecuencias para cada escalón trófico. Un efecto característico de la

eutrofización en lagos someros es el aumento de la turbidez del agua por fitoplancton dado por un desbalance entre los productores primarios y sus depredadores, así como los “blooms” de cianobacterias durante el verano, las cuales pueden ser tóxicas. Ésta situación tiene consecuencias adversas tanto ecosistémicas como sociales, ya que afecta negativamente la capacidad del lago de brindar servicios ecosistémicos como ser los estéticos, de recreación, pesca o uso de agua potable, así como la aparición de malos olores.

En resumen, los datos obtenidos respaldan la teoría de que el intenso proceso de poblamiento de la zona, muchas veces sin ser acompañado por un sistema de saneamiento acorde, habría tenido un impacto directo sobre el estado trófico del lago, llevándolo de un estado de mesotrofia a uno de eutrofia o hipereutrofia. Ésta conclusión se alinea con la de otros investigadores que realizaron estudios similares en lagos del hemisferio norte (Pienitz et al. 2006; Ginn et al. 2015; ). Se considera que las causas más probables de contaminación hayan sido el vertido de sustancias con alto contenido de nitrógeno y fósforo, las cuales son muy comunes en el uso doméstico, así como el vertido de aguas de saneamiento y aguas fluviales que hayan arrastrado sustancias orgánicas presentes en el parque.

En este estudio ha sido la paleolimnología la materia que ha brindado la información necesaria para efectuar la reconstrucción de la evolución histórica del lago como ecosistema y es a partir de éstos datos que se puede diseñar un plan para su recuperación y manejo. En el caso concreto del Lago del Parque Rivera, el desarrollo urbano sin saneamiento y los vertidos clandestinos de desechos al lago parecen ser las causas más importantes de la eutrofización acelerada de este sistema. Dicha información empírica representa una lección aprendida de lo que no se debe hacer en futuros proyectos de desarrollo urbano del país. Asimismo, ésta misma iniciativa podría aplicarse a diversos ecosistemas acuáticos presentes tanto en la ciudad o en el área rural los cuales se encuentran en mal estado por una serie de causas como ser el mal manejo, la negligencia de las autoridades responsables o el desconocimiento. A pesar que este estudio paleolimnológico no puede determinar todas las causas exactas de la intensificación del proceso de eutrofización, sí es posible identificar los dos estados diferentes. El primero asociado a procesos de variabilidad natural (antes de 1985) previo a desarrollo urbano y el segundo posterior al desarrollo urbano asociado al proceso de variabilidad cultural dando lugar a procesos de eutrofización extrema.

## Literatura Citada

Abril J.M. (2003) Constraints on the use of  $^{137}\text{Cs}$  as a time-marker to support CRS and SIT chronologies. *Environmental Pollution*, 129 (2003), pp 31–3.

Appleby P. G. (2001) Chronostratigraphic techniques in recent sediments. En: Last W. M. y Smol J.P.(eds.). *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Vol. 1: Basin Analysis, Coring and Chronological Techniques*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp 171-201.

Appleby P. G. (2008) Three decades of dating recent sediments by fallout radionuclides: a review. *The Holocene* 18(1):83-93.

Arocena R., Conde D. (2004). Métodos en Ecología de Aguas Continentales. Con ejemplos en Limnología en Uruguay. Facultad de Ciencias, Montevideo. 233pp.

Bernal J. P., Beramendi L., Lugo-Ibarra K., Daessle L. W. (2010) Revisión a algunos geocronómetros aplicables al Cuaternario. B. Soc. Geol. Mex. 62(3):305-323.

Bianchi T. S.(ed) (2007) Biogeochemistry of estuaries. Oxford University Press, Texas, pp 700.

Brönmark C., Hansson L. A. (2005) The Biology of Lakes and Ponds. Oxford University Press, New York. pp: 179-180.

Burone L, Mahiques M M, Figueira R C L, García-Rodríguez F, Sprechmann P, Alvarez Y, Muniz P, Brugnoli E, Venturini N, Sousa S H, Centurion V (2011) Evolución paleoambiental de la Bahía de Montevideo. En: García-Rodríguez (ed) El Holoceno en la zona costera de Uruguay. Universidad de la Republica (UdelaR), pp:197-227.

Byers S.C., Mills E. L., Sewart P. L., (1978) A comparison of methods to determine organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. Hydrobiology 58, 37-43.

Cochrane, S. (2014). The Munsell Color System: A scientific compromise from the world of art. Elsevier ltd. In Studies in History and Philosophy of Science 47:26-41.

Hernández A., Cabrera M., Peleaz H., Moreno M., Rogberg C. (2006) Proyectos de Extensión financiados con fondos internos: Rehabilitación del Lago del Parque Rivera. Facultad de Ingeniería, Universidad de la República, Montevideo, pp 47.

Córdoba F (2011). El registro climático del Holoceno tardío en latitudes medias del SE de Sudamérica: limnogeología de las Lagunas Encadenadas del Oeste de Buenos Aires, Argentina. Tesis de Doctorado en Ciencias Geológicas, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, pp 263.

Eakins J.D., 1983. The <sup>210</sup>Pb technique for dating sediments: some applications. United Kingdom Atomic Energy Agency. AERE (R10821), Harwell, Oxfordshire, England. 22pp.

Smol J.P. ,2008. Pollution of Lakes and Rivers, a Paleoenvironmental perspective. Blackwell Publishing. 313pp.

Gabito L., Antoniades D., Bonilla S. (2013). Paleolimnological reconstruction of change in a subtropical lake: a comparison of the subfossil record to limnological data. Limnetica, 32 (2): 175-188.

García Rodríguez F. Tesis doctoral (2002). Estudio paleolimnológico de lagunas de Castillos, Blanca y de Rocha, Sudeste del Uruguay. 1-9

García Rodríguez F., Sprechmann P., Metzeltin D., Scafati L., Melendi D.L., Volkheimer D.W., Mazzeo N., Hiller A., von Tümpling Jr. W., Scasso F., (2004). Holocene trophic state level changes in relation to sea level variation in Lake Blanca, SE Uruguay. Journal of Paleolimnology 31: 99-115.

Ginn B. K., Rajaratnam T., Cumming B. F., Smol J. P. (2015). Establishing realistic management objectives for urban lakes using paleolimnological techniques: an example from Halifax Region (Nova Scotia, Canada). Lake and Reservoir Management, 31:92–108.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for

education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

Inda H. Tesis de maestría PEDECIBA, 2009. Paleolimnología de cuerpos de aguas someros del sudeste de Uruguay: evolución Holocénica e impacto humano. 70.

Lami A. & P. Guilizzioni, 1991. I batteri fotosintetici sulfurei e loro importanza nello studio dell'evoluzione trofica di ambienti lacustri. *Acqua Aria* 9: 845-851.

Leavitt P.R. & Carpenter S.R., 1989. Whole lake experiments: the annual record of fossil pigments and zooplankton. *Limnology Oceanography* 43(4): 700-717.

Lorenzen C.J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*. 12: 343-346

Margalef R., 1983. *Limnología*. Ediciones Omega, Barcelona. 1010pp.

Mazzeo N., Lacerot G., Kruk C., Gorga J., Scasso F., Rodríguez L., Clemente J. & García J. Informe Final: lago Rivera, situación actual y estrategias para su recuperación. Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. 1-10.

McLauchlan K., Williams J., Engstrom D., 2013. Nutrient cycling in the palaeorecord: Fluxes from terrestrial to aquatic ecosystems. *The Holocene* 23(11) 1635–1643.

Meriläinen J. J., Hynynen J., Palomäki A., Mäntykoski K., Witick A. (2003). Environmental history of an urban lake: a palaeolimnological study of Lake Jyväsjärvi, Finland. *Journal of Paleolimnology*, Volume 30, Issue 4, pp 387-406.

Neves, P.A., P.A.L. Ferreira, M.C. Bicego y R.C.L. Figueira, 2014. Radioanalytical assessment of sedimentation rates in Guajara Bay (Amazon Estuary, N Brazil): a study with unsupported  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  modeling. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 299:407–414.

Parry L., Charmana D., Blake W. (2013) Comparative dating of recent peat deposits using natural and anthropogenic fallout radionuclides and Spheroidal Carbonaceous Particles (SCPs) at a local and landscape scale. *Quaternary Geochronology*, Elsevier. Vol. 15, Pag:11-19.

Pienitz R., Roberge K. y F. Vincent W. (2006) Three hundred years of human induced change in an urban lake: paleolimnological analysis of Lac Saint-Augustin, Québec city, Canada. NRC Research Press website <http://canjbot.nrc.ca>.

Pittauerová D, Hettwig B, Fischer H G (2011)  $\text{Pb-210}$  sediment chronology: Focused on supported lead. *Radioprotection* 46(6):277-282. DOI:10.1051/radiopro/20116666s.

Saito, R.T., Figueira R.C.L., Tessler M.G. y Cunha I.I.L., (2001).  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  geochronologies in the Cananea-Iguaçu estuary (Sao Paulo, Brazil). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 249:257-261.

Selig U., Leipe T., Dörfler W. (2007) Paleolimnological records of nutrient and metal profiles in prehistoric, historic and modern sediments of three lakes in north-eastern Germany. *Water Air Soil Pollut.*, 184, pp. 183–194.

Soto J, Gómez J, Díaz O, Gelen A (2000). Estudio de tasas de sedimentación y datación de sedimentos de la Bahía de Santander (España). *Revista Cubana de Física* 12(1-2).

Valderrama J. C. (1981). The simultaneous analysis of total N and total P in natural waters. *Marine Chemistry* 10, 109-122.

Vitousek P.M., Howarth R. (1991). Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13: 87–115.

Walker M (2005) Quaternary dating methods. Wiley, pp 286.

Walling D.E., He Q. (1997). Use of fallout  $^{137}\text{Cs}$  in investigations of overbank sedimentation on river floodplains *Catena*, 29, pp. 263–282.

Wu J., Long M., Hong Y., Haihao Z., Wen L., Abuduwaili J. (2013). Sediment geochemical records of environmental change in Lake Wuliangsu, Yellow River Basin, North China. *Journal of Paleolimnology* 50:245-255.

Xu Y., Jaffé R. (2009) Geochemical record of anthropogenic impacts on Lake Valencia, Venezuela *Appl. Geochem.*, 24, pp. 411–418.