

# **EVALUACIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN EN LA BAHÍA DE MONTEVIDEO: SITUACIÓN ACTUAL Y APROXIMACIÓN HISTÓRICA**

Tesina de grado correspondiente a la Licenciatura en Ciencias Biológicas

**Adriana Tudurí**



Pasantía en Oceanología  
Tutores: Felipe García Rodríguez y Ernesto Brugnoli

Oceanografía y Ecología Marina  
Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales  
Montevideo  
2012

# Índice

Lista de Figuras.....	3
Lista de Tablas.....	4
Agradecimientos.....	5
Resumen.....	6
Introducción.....	7
Hipótesis.....	13
Objetivo.....	13
Objetivos específicos.....	13
Materiales y Métodos.....	14
Resultados.....	19
Discusión.....	24
Bibliografía.....	30

## Lista de Figuras

<b>Figura 1.</b> Área de estudio indicando estaciones de muestreo .....	16
<b>Figura 2.</b> Litología, edad, distribución vertical de MOT, NT, PT en sedimentos del testigo BAT1 (Bahía de Montevideo) .....	19
<b>Figura 3.</b> Análisis de Cluster del contenido de NT, PT y MOT del testigo BAT1 .....	20
<b>Figura 4.</b> Análisis granulométrico de sedimentos superficiales de la Bahía de Montevideo .....	21
<b>Figura 5</b> a) Contenido de NT y PT en sedimentos superficiales en la zona del puerto y b) oeste de Bahía de Montevideo. c) Contenido de MOT en los sedimentos superficiales del Puerto de Montevideo y d) oeste de Bahía de Montevideo. ....	22
<b>Figura 6.</b> Promedios de los valores de NT, PT y MOT contenidos en los sedimentos de la zona I (ZI) y zona II (ZII) del testigo de sedimento BAT I y sedimentos superficiales de varias lagunas costeras Uruguayas. LR Laguna de Rocha; LG Laguna Garzón, LJI Laguna José Ignacio; LC Laguna de castillos y LD Laguna del Diario (Valores tomados y modificados de Rodríguez Gallego 2010).....	24

## Lista de Tablas

<b>Tabla 1.</b> Cronología de acontecimientos con posibles alteraciones en los ambientes acuáticos de la Bahía de Montevideo. (Tomado de : OPS & OMS 2001; Gautreau 2006; García-Rodríguez <i>et al.</i> 2010; Burone <i>et al.</i> 2011) .....	16
---	----

## **Agradecimientos**

En principio quiero agradecer a mi familia, mi madre, mi padre y mi hermana por apoyarme en todo momento y motivarme a seguir adelante a lo largo de este camino, no imagino cómo podría haberlo logrado sin ustedes. Además quiero agradecer a todos los que forman parte de la sección de oceanografía por su calidez y compañerismo y porque me hicieron sentir parte de la sección desde el principio. Particularmente quiero dar gracias a Ana, Carolina, María Elena, Marcel, Marisa y Noelia ya que gastaron mucho de su valioso tiempo en ayudarme cada vez que lo necesité. Quiero agradecer a Matías por estar a mi lado. A mis amigas de facultad por el tiempo compartido todos estos años. A mis tutores Felipe y Ernesto ya que gracias a su apoyo, sus consejos y críticas pude aprender muchísimo lo que me ayudó a evolucionar profesionalmente. Por último quiero agradecer a los correctores de la tesis Leticia y Guillermo por las correcciones y aportes a este trabajo.

## **Resumen**

Actualmente la principal causa de eutrofización de los sistemas acuáticos es el enriquecimiento de las aguas debido a la descarga de nutrientes proveniente de las actividades humanas. La Bahía de Montevideo es un sistema acuático que se localiza en el Río de la Plata y que ha sido descrito como extremadamente degradado y con un elevado estado trófico como consecuencia de las actividades antrópicas que allí se producen como así también en su cuenca de drenaje. En este trabajo se evaluó el enriquecimiento orgánico de los sedimentos de la Bahía en cuanto a su evolución temporal y distribución espacial actual. Con tal objeto se realizó una perforación en la zona interna de la Bahía de Montevideo para la obtención de un testigo de sedimento, y se colectaron durante julio de 2010 muestras de sedimento superficial en 14 estaciones distribuidas en la misma. En todos los casos se analizó el contenido en nitrógeno, fósforo y materia orgánica de los sedimentos. A través del análisis del testigo de sedimento se infirió que la dinámica natural de los nutrientes en el sistema Bahía de Montevideo se vio alterada debido al inicio de las actividades de las industrias del cuero y frigorífica a partir del año 1917. Además se estableció las concentraciones de línea de base para las variables estudiadas. El estudio espacial de los sedimentos mostró una distribución homogénea de los nutrientes en los sedimentos superficiales, con excepción de las estaciones ubicadas en las desembocaduras de los arroyos, donde los sedimentos presentaron mayores concentraciones de nutrientes que el resto de la Bahía. Así, se identificó que los arroyos Pantanoso y Miguelete actúan como fuentes de nutrientes a dicho sistema. Se concluye que la Bahía de Montevideo es un ambiente hipertrófico debido a los fuertes impactos industriales y culturales que han tenido lugar a lo largo de su historia, y además se proponen algunas medidas de manejo como alternativas de mejoramiento de la calidad ambiental.

**Palabras clave:** eutrofización, estado trófico, sedimento, nutrientes, impacto antropogénico.

## Introducción

Según la ley del mínimo de Leibig aquél elemento cuya concentración externa se aproxime más al mínimo crítico necesario para un organismo, será el elemento limitante de su crecimiento (Arocena & Conde 1999; Smol 2008). Mientras que el C normalmente se presenta en concentraciones mayores a los requerimientos metabólicos de los productores primarios, el fósforo y el nitrógeno son generalmente los elementos limitantes de su crecimiento (Arocena & Conde 1999). Estos nutrientes son importantes para los organismos; el fósforo es un constituyente esencial del material genético (ADN y ARN) y la membrana celular (fosfolípidos), así como de la energía transformadora de las moléculas (ATP etc), mientras que el nitrógeno es esencial para la síntesis de aminoácidos y proteínas (Bianchi, 2007).

En las aguas marinas la composición atómica de los nutrientes carbono(C), nitrógeno(N) y fósforo (P) disueltos es semejante a la establecida por Redfield para el fitoplancton marino (106/16/1), lo que sugiere que la química de los océanos de encuentra fuertemente determinada por la biota marina (Bianchi, 2007; Dugdale, 1967). No obstante existen numerosas excepciones donde la relación atómica C/N/P se muestra más alta o más baja a la establecida por Redfiel, debido al proceso de desnitrificación y a la entrada antropogénica de nutrientes (Riley & Chester, 1989; Bianchi, 2007).

Los nutrientes, como el nitrógeno y el fósforo entran naturalmente a los cuerpos de agua (Smol, 2008). El nitrógeno ingresa a través de la fijación biológica de nitrógeno atmosférico (transformación del nitrógeno molecular en nitrógeno biológico), de las lluvias y del aporte orgánico e inorgánico de ecosistemas adyacentes por escorrentía; por otro lado el fósforo entra a los sistemas acuáticos por el desgaste de rocas con minerales, especialmente de apatita. Ambos nutrientes llegan a los sistemas costeros principalmente por los ríos y arroyos (Esteves, 2011).

Las principales formas inorgánicas del nitrógeno presentes en el mar son los iones nitrato, nitrito y el amoníaco-amonio (equilibrio amoníaco ion amonio). Mientras que las formas orgánicas del nitrógeno se encuentran asociadas con los organismos marinos y los productos de su metabolismo y degradación. En las aguas marinas la distribución de las especies de nitrógeno orgánico e inorgánico son controladas por factores físicos en tanto que sus concentraciones se

encuentran principalmente determinadas por factores biológicos. Las bacterias dominan los procesos de regeneración en los cuales los compuestos orgánicos del nitrógeno son convertidos a especies inorgánicas. En un primer paso los compuestos orgánicos pueden ser transformados a amoníaco-amonio en el proceso de amonificación. Luego éste puede ser asimilado o puede ser oxidado a nitrito y en seguida a nitrato en un proceso denominado nitrificación. Los compuestos obtenidos pueden ser asimilados o pueden ser reducidos a nitrógeno atmosférico y posteriormente liberados a la atmósfera en el proceso de desnitrificación. A diferencia del nitrógeno el fósforo no presenta formas volátiles por lo que su ciclo no pasa por la atmósfera. El fósforo inorgánico existe en el mar principalmente como ortofosfato que se encuentra disuelto. Asimismo el fósforo particulado inorgánico puede presentarse como flóculos de fosfato férrico o también como fosfato adsorbido a la materia orgánica. Mientras que el fósforo orgánico particulado es el que está asociado con los organismos vivos y muertos. La distribución de las diferentes formas del fósforo también se encuentra afectada por los agentes biológicos y físicos. El fitoplancton puede asimilar el fósforo como ortofosfato disuelto, y las bacterias utilizan el fósforo del detritus. La regeneración del fósforo inorgánico disuelto ocurre principalmente por la excreción del zooplancton. Cuando los organismos mueren mucho del fósforo y el nitrógeno contenido en ellos se hunde al fondo formando parte del detritus del sedimento. Si las condiciones de oxidación cambian o si se producen resuspensión de sedimentos dichos nutrientes pueden ser devueltos a la columna de agua. Así los sedimentos pueden actuar como fuente o sumidero de nutrientes según las condiciones ambientales (Riley & Chester, 1989; Bianchi, 2007; Aller, 1998).

Debido a su carácter limitante, el nitrógeno y fósforo pueden regular la productividad primaria acuática en la mayoría de los sistemas marino-costeros, (Smith et al., 2006). El enriquecimiento de los sistemas acuáticos con estos nutrientes se traduce en la eutrofización de los mismos. Según Andersen et al. (2006) la eutrofización es el enriquecimiento en nutrientes de las aguas, especialmente en nitrógeno, fósforo y materia orgánica. El aumento de estos nutrientes en las aguas se traduce en una respuesta adaptativa del fitoplancton y de las especies de micro y macro algas con cambios en la biomasa de las comunidades que puede producir el aumento de floraciones algales tóxicas y nocivas, así como la proliferación y acumulación excesiva de

fitoplancton. Como consecuencia de éste enriquecimiento se produce un mayor suministro de materia orgánica a la parte inferior de las aguas y al sedimento. Ello ocasiona un aumento en el metabolismo de los microorganismos bentónicos lo que resulta en una mayor tasa de remineralización y liberación de nutrientes. Además se ocasiona un incremento en el consumo de oxígeno, generándose así zonas anóxicas e hipóxicas que pueden producir la muerte de diversidad de especies pelágicas y bentónicas (Bianchi, 2007). Cuando la generación de materia orgánica supera la capacidad de degradación del sistema, se produce la acumulación de nutrientes en el sedimento. El déficit de oxígeno produce la reducción de los sedimentos, lo que causa la liberación del fósforo unido al óxido de hierro al agua adyacente. La liberación de los nutrientes por este fenómeno y por el incremento en la remineralización de la materia orgánica da lugar a un aumento de la carga interna del sistema y como consecuencia se produce nuevamente el aumento del estado trófico del mismo (Mazzeo et al., 2002; Cloern, 2001). Además el déficit de oxígeno contribuye al predominio de la descomposición anaeróbica que genera gases sulfhídricos y metano, disminuyendo la calidad de las aguas por la generación de problemas de olor, sabor y toxicidad en las mismas (Mazzeo et al., 2002).

La eutrofización de los sistemas acuáticos costeros puede producirse como consecuencia de procesos naturales como ser cambios climáticos y del nivel del mar (Burkholder et al., 2006; Bracco et al., 2005). Sin embargo las actividades humanas pueden acelerar este proceso debido al aumento de la tasa de suministro de nutrientes. Actualmente el enriquecimiento de las aguas debido a descarga de nutrientes proveniente de las actividades del hombre es la principal causa de eutrofización, y se conoce como eutrofización cultural (de Jonge et al., 2002; Smol, 2008). Con el aumento de la densidad poblacional las actividades del hombre se intensifican consecuentemente la entradas de nutrientes a los sistemas acuáticos aumenta (Nixon, 1995; de Jonge et al., 2002). La descarga puede provenir de fuentes puntuales como efluentes domésticos e industriales con aportes orgánicos y detergentes ricos en polifosfatos, de aguas residuales de plantas de tratamiento, derrames de materiales orgánicos en operaciones portuaria, o de fuentes difusas como la escorrentía proveniente de la agricultura con fertilizantes ricos en nitrógeno y fósforo ciudades con o sin sistema de saneamiento y deposición atmosférica de los productos de la quema de combustible fósil (de Jonge et al., 2002; Carpenter et al., 1998). En las aguas marinas la

eutrofización cultural es más acusada en mares cerrados y estuarios con áreas densamente pobladas (Cooper, 2000; Lalli & Parsons, 1997; Sweitzer et al., 1996). Esto se debe a que dichos sistemas son naturalmente enriquecidos con materia orgánica (MO) por lo que requieren poca adición de nutrientes para eutrofizarse (Barros et al., 2006; Smol, 2008).

El manejo de los sistemas acuáticos impactados requiere la generación de información de línea de base para medir los efectos de las actividades pasadas y presentes. Esto implica poseer una serie de datos de largo plazo. Sin embargo, la mayoría de las evaluaciones ambientales se llevan a cabo sólo después de que un problema ha sido identificado por lo que generalmente los datos de monitoreo previo son escasos o inexistentes. Es así que los estudios paleoambientales son una herramienta de gran importancia puesto que pueden generar dicha serie de datos. Debido a que los sedimentos representan el registro de los procesos que ocurren en la columna de agua y constituyen el depósito final de las sustancias orgánicas e inorgánicas que ingresan a un sistema es posible reconstruir las condiciones ambientales históricas de un sistema a través de la toma de testigos continuos de sedimento y de la utilización de *proxies* como descriptores indirectos de las variables del pasado que no pueden ser directamente medidas. Así esta herramienta permite conocer las condiciones ambientales previas al impacto humano, que es información necesaria para la restauración de los sistemas acuáticos y que permite identificar las actividades antropogénicas que lo afectan (Andersen et al., 2004; Smol, 2007; García-Rodríguez et al., 2006). Dado que el nitrógeno y fósforo son limitantes del crecimiento de los productores primarios, los niveles de éstos son utilizados como *proxies* puesto que permiten explicar los episodios de enriquecimiento o empobrecimiento que sufrieron los sistemas acuáticos lo largo de su desarrollo (García-Rodríguez et al., 2006).

Según estudios ambientales recientes la Bahía de Montevideo se encuentra extremadamente degradada debido a las actividades industriales, económicas y portuarias allí presentes. Dichos estudios revelan que la bahía presenta un gradiente de contaminación desde la zona interna hacia la externa, el cual estaría relacionado con la distribución espacial de las diversas fuentes de contaminación, con la naturaleza hidrodinámica del sistema y el tipo de sedimento; la porción interna de la BM es más heterogénea sedimentológicamente, presenta elevadas concentraciones

de cromo, plomo e hidrocarburos derivados del petróleo y una mayor carga orgánica en sus sedimentos y menor contenido de oxígeno disuelto; mientras que la zona más externa presenta un nivel de contaminación moderado (Muniz et al., 2004, 2002; Burone et al., 2006; Muniz et al., 2006; Venturini et al., 2004). La diferencia de calidad ambiental entre esas zonas igualmente se vio reflejada en estudios de la estructura de las comunidades bentónicas; se encontró que las comunidades de macrofauna presentaron menor cantidad de especies en la zona interna que en la externa y que los foraminíferos encontrados en el interior de la bahía presentaron mayor cantidad de malformaciones y anomalías en las tecas (Burone et al., 2006; Muniz et al., 2006; Venturini et al., 2004). Danulat et al., 2002 define al puerto de Montevideo como un sistema hipereutrófico, tomando en consideración para ello la biomasa de la clorofila, valores de oxígeno disuelto, carga orgánica en los sedimentos así como en la materia en suspensión. Recientemente Muniz et al., 2011b describen a la Bahía de Montevideo, de acuerdo al contenido en proteína y carbohidratos de los sedimentos, como altamente eutrofizada, con un estado trófico que varía de eutrófico en la zona externa a hipereutrófico en la interna. El estado trófico de la Bahía de Montevideo es consecuencia del enriquecimiento del sistema con nitrógeno, fósforo y materia orgánica. Estos elementos procederían de fertilizantes de la actividad agrícola que llegan al sistema por escorrentía, residuos domésticos e industriales o aportados por las deposiciones atmosféricas (Brugnoli et al., 2010a). Además se ha determinado que las actividades de descarga y carga de graneles ocurridas en el Puerto de Montevideo generan emisiones de material orgánico e inorgánico al ambiente aéreo y acuático que producen aumento en la concentración de nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) y materia orgánica total (MOT) (Brugnoli et al., 2010b; Gini, 2007; Brugnoli et al., 2010a).

La Bahía de Montevideo cuenta con datos directos sobre su contaminación recién a partir del año 1993 (Moyano et al., 1993), lo que dificulta el estudio y manejo de la misma. Además, a pesar de que existen diversos estudios de calidad de agua para la zona costera de Montevideo (IM Intendencia de Montevideo, 2010, 2009) en los cuales se analizan muestras de sedimentos, los análisis de nitrógeno y fósforo para los mismos son inexistentes. Estudios paleoecológicos recientes en la Bahía de Montevideo (Burone et al., 2011; García-Rodríguez et al., 2010), permiten inferir que el incremento en los vertidos industriales en esta zona, provocó un cambio

en las características químicas del sedimento. Este incremento se identifica a principio del Siglo XX y está relacionado con el inicio de las actividades industriales en la Bahía de Montevideo. Sin embargo no se consideraron los niveles de nutrientes y/o materia orgánica relacionados con la eutrofización del sistema.

## **Hipótesis**

El enriquecimiento orgánico (NT, PT y MOT) de los sedimentos en la Bahía y el Puerto de Montevideo ocurre a partir del desarrollo de las actividades industriales en la misma.

## **Objetivo**

Evaluar el enriquecimiento orgánico (NT, PT y MOT) de los sedimentos de la Bahía en cuanto a su evolución temporal distribución espacial actual, y principales fuentes.

## **Objetivos específicos**

- Realizar una reconstrucción paleoambiental del proceso de eutrofización para identificar las causas históricas de degradación ambiental en la Bahía de Montevideo utilizando como *proxies* el contenido en NT, PT y MOT.
- Establecer una línea de base para dichas variables mediante estudios históricos en Bahía de Montevideo
- Determinar las concentraciones de NT, PT y MOT en los sedimentos superficiales de la Bahía de Montevideo.
- Reconocer las zonas más afectadas actualmente, por el enriquecimiento orgánico del ambiente bentónico en la Bahía de Montevideo.

## **Materiales y Métodos**

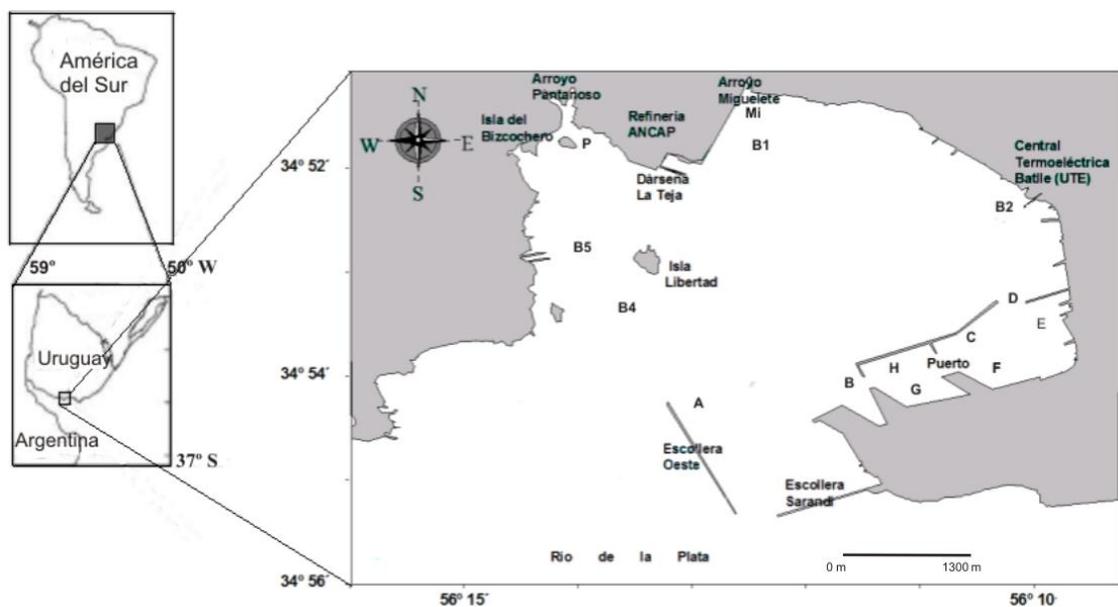
### Caracterización del área de estudio

La Bahía de Montevideo (Figura 1), está situada en la porción media del sistema fluvio-marino del Río de la Plata ( $34^{\circ} 52' 18''$  S -  $34^{\circ} 55' 48''$  S y  $56^{\circ} 11' 48''$  -  $56^{\circ} 14' 42''$  W). Posee un área aproximada de  $10 \text{ Km}^2$  y una profundidad media de 5 m, excepto en los canales de navegación. Es de naturaleza semicerrada y presenta una circulación horaria debido a los vientos que son predominantes de N-E y W-SW (Moresco & Dol, 1996). Además tres arroyos desembocan en ella el Miguelete, Pantanoso y Seco, el último fluye a través de un desagüe. El Río de la Plata es el principal responsable de sus características dinámicas siendo caracterizada como un “sub-estuario” (Martínez, 1975). El frente de turbidez del estuario del Río de la Plata fluctúa aproximadamente a 14 km en un sentido E-W en torno a la entrada de la bahía y además el límite móvil de la entrada salina de origen marino abarca también la zona de la bahía (Gautreau, 2006; Nagy et al., 1987). Debido a que la Bahía de Montevideo queda localizada dentro del sector fluvio-marino propiamente dicho, los procesos de sedimentación están regidos por la confrontación de las masas de agua provenientes de la descarga de los arroyos y los afluentes del Río de la Plata con las masas de aguas marinas y salobres. Dicho fenómeno produce la presencia de una “cuña salina” que interfiere en el transporte de los sedimentos, suspendiendo gran cantidad de material, lo que provoca la presencia de una nube de lodo en la superficie y una crema de lodo próxima a el sustrato. Además otros factores como las corrientes internas causan removilizaciones que modifican las condiciones de depósito (Ayup Zouain, 1981a; Gautreau, 2006). Debido a la gran variedad de factores que afecta los mecanismos de sedimentación en éste sistema se pueden distinguir tres zonas sedimentarias:

- la zona S y E del cerro hasta Capurro, dicha zona se encuentra influenciada principalmente por la descarga de los arroyos por lo que allí se depositan arenas bien clasificadas
- una segunda zona se distingue en la parte central de la bahía, donde dominan los limos bien clasificados debido a que en ésta zona las turbulencias son reducidas;

- otra zona se ubica en la parte E de la bahía y su entrada SW donde dominan los limos arcillosos mal clasificados debido a la presencia de factores simultáneos con diferentes mecanismos de transporte como vientos corrientes de marea y mezcla de masas de agua (Ayup Zouain, 1981a; Gautreau, 2006).

La Bahía de Montevideo se encuentra bajo la influencia de diferentes impactos antropogénicos como el vertido de efluentes urbanos e industriales, procesos de refinamiento de petróleo y tráfico marítimo. En el sector norte de la bahía se encuentra la refinería de petróleo ANCAP, el muelle de La Teja donde se ejecutan las cargas y descargas de los navíos petroleros, la Central Térmica Batlle (UTE) y en la porción este se halla el Puerto de Montevideo. Según Troncoso et al., 2009 el Puerto de Montevideo es el segundo puerto en importancia del País en cuanto a las actividades de carga y descarga de graneles. Debido a la utilización de tecnología deteriorada y mal mantenida, así como a procedimientos de limpieza inadecuados, dichas actividades producen emisiones de materiales orgánicos e inorgánicos (Gini, 2007). Además para impedir la colmatación de la zona portuaria, tanto el puerto de Montevideo como una porción considerable de bahía se ve sometida a un dragado continuo de sedimentos lo que produce la liberación de los contaminantes contenidos en él e influye en los procesos de sedimentación (Ayup Zouain, 1981b). Por otra parte los arroyos que fluyen dentro de la Bahía de Montevideo llevan residuos de diferentes industrias y centros urbanos así como también un gran número de fuentes de aguas residuales y sólidos (Muniz et al., 2006). La naturaleza hidrodinámica y geomorfológica de la Bahía de Montevideo hace que muchos de estos desechos sean depositados en ella (Kurucz et al., 1998).



**Figura 1.** Área de estudio indicando estaciones de muestreo

Tabla 1 se lista la cronología de los principales impactos antrópicos identificados como posibles causantes de modificaciones sobre los ambientes acuáticos de la Bahía de Montevideo.

**Tabla 1.** Cronología de acontecimientos con posibles alteraciones en los ambientes acuáticos de la Bahía de Montevideo. (Tomado de : Gautreau, 2006; OPS & OMS, 2001; García-Rodríguez et al., 2010; Burone et al., 2011)

Año	Acontecimiento histórico
1725	Fundación de la ciudad de Montevideo.
1796	Construcción del primer muelle en la Bahía de Montevideo.
1854	Inicio de las primeras obras de saneamiento en la ciudad de Montevideo (“red Arteaga”).
1901-1909	Construcción del Puerto moderno.
1917-1930	La industria de saladeros cambia por la frigorífica y aparecen las curtiembres.
1930-1935	Construcción de la Usina de Generación Eléctrica “Central Batlle” de UTE y Refinería de ANCAP.
1922	Aplica del Plan Maggiolo de saneamiento.
1945-1950	Plan Maggiolo se encuentra superado y se detectan síntomas de contaminación en las playas de Montevideo.
1983-1985	Inicio del Plan de Saneamiento de Montevideo PSU y creación de una explanada de contenedores.
1991	Construcción del emisario de Punta Carretas (PSU I)
1995	Relleno de parte del antepuerto.

## Diseño de muestreo

Durante julio 2010 se realizó una campaña de muestreo para colecta de muestras de sedimento superficial en 14 estaciones distribuidas en la Bahía de Montevideo (estaciones B1, B2, B4 y B5), zona portuaria (estaciones A-H) y desembocaduras de los arroyos Miguelete y Pantanoso (estaciones Mi y P) (Figura 1). Las muestras superficiales se colectaron con una draga van Veen de 5 kg y se refrigeraron (4°C) en el campo para luego ser transportadas al laboratorio para su posterior análisis.

Igualmente se realizó una perforación en la zona interna de la Bahía de Montevideo (estación B2) para la obtención de un testigo de sedimento mediante un pistón corer de 63 mm de diámetro interno, transportado posteriormente al laboratorio para su análisis.

## Análisis de laboratorio

El análisis granulométrico de los sedimentos superficiales de la Bahía de Montevideo, se realizó por tamizado según el método detallado en Suguio, 1973. Se utilizó la escala granulométrica de Wentworth con los correspondientes valores de Phi ( $\Phi$ ) y los parámetros estadísticos se calcularon según Folk and Ward, 1957.

El contenido de MOT en sedimento se determinó siguiendo la metodología detallada en Byers et al. (1978). Se pesó 1 g de sedimento húmedo y se calculó el contenido de MOT como la diferencia de peso entre la muestra seca (48hs, 60 °C) y la muestra calcinada (450-500 °C, 4 hs), la cual se expresó en miligramos por gramo de sedimento seco (mg/gss). El porcentaje de MOT se calculó como:  $(\text{MOT} / \text{Peso sedimento seco}) * 100$ .

Para la determinación de NT y PT, se utilizó el método de Valderrama, 1981, adaptado para sedimentos mediante la digestión de las muestras, y posteriormente se utilizó los métodos de azul de molibdeno y salicilato de sodio detallados en Arocena & Conde, 1999 para nitrógeno y fósforo respectivamente.

El testigo de sedimento de Bahía de Montevideo fue seccionado en forma longitudinal en estratos de 1 cm de espesor, las muestras fueron refrigeradas y tratadas de la misma forma que los sedimentos superficiales para NT, PT y MOT. Debido a que el testigo fue tomado en el lugar previamente estudiado por Cranston & Kurucz, 2002, se asumió la misma tasa de sedimentación que Cranston & Kurucz, 2002 ( $3 \text{ mm año}^{-1}$ ) para calcular la edad del sedimento.

### Análisis estadístico

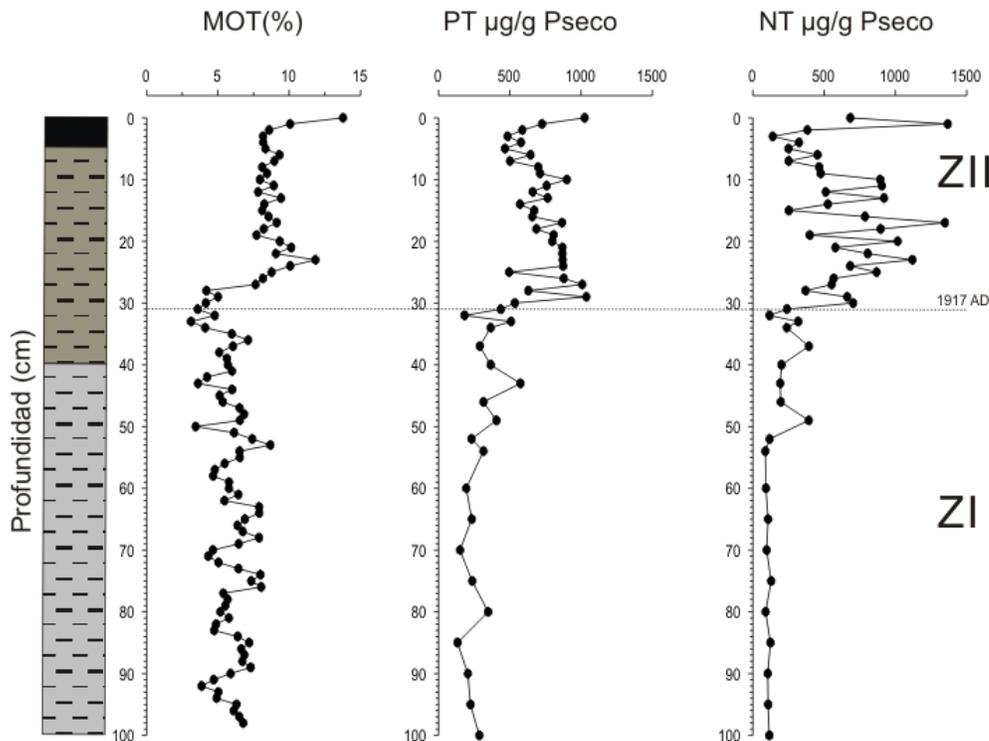
Para identificar diferencias espaciales de las variables NT, PT y MOT en la Bahía de Montevideo se realizaron análisis estadísticos sobre los resultados obtenidos del contenido de dichas variables de las muestras de sedimento superficial. En principio para la realización de ANOVA de una vía se utilizaron los test de normalidad Shapiro-Wilk y el test de homogeneidad de varianza Levene's. Debido a que ninguno de los datos obtenidos de NT, PT y MOT cumplió con la premisa de homogeneidad de varianza, incluso luego de realizarse transformaciones sobre los datos, se optó por efectuar el test no paramétrico Kruskal-Wallis (Zar, 1999). Luego se realizó el test no paramétrico Mann Whitney para hallar diferencias entre pares de muestras. Para los test no paramétricos el nivel de significancia considerado fue  $< 0,05$ .

Para identificar zonas del testigo sedimento (BAT1) en donde NT, PT y MOT presenten un comportamiento semejante se realizó un análisis de *cluster* con los resultados del contenido de NT, PT y MOT en las muestras de sedimento. Para la realización del mismo se utilizó el índice de similitud Bray–Curtis (Bray & Curtis, 1957) y grupos pareados.

## Resultados

### Testigo de sedimento

Los resultados obtenidos del análisis del testigo de sedimento BAT1 se ilustran en la Figura 2. En el mismo se identificaron tres unidades litológicas de acuerdo al color y textura del sedimento. Se recobró una columna de 100 cm en donde la sección basal 100-40 cm se caracterizó por sedimentos limosos de color gris. La capa 40-6 cm también estuvo dominada por sedimentos tipo limo, pero de color gris más oscuro que la capa anterior, mientras que los 4 cm superficiales consistieron en un lodo de color negro.



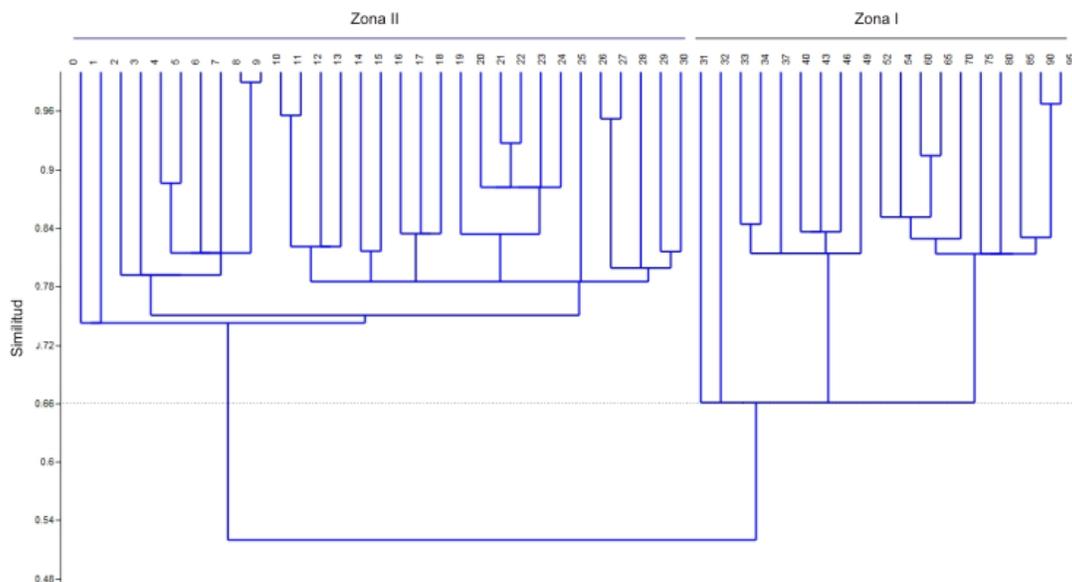
**Figura 2.** Litología, edad, distribución vertical de MOT, NT, PT en sedimentos del testigo BAT1 (Bahía de Montevideo)

En la Figura 2 se observa que los valores obtenidos del contenido de NT, PT y MOT en el sedimento presentaron una tendencia similar. A partir de los 31 cm de profundidad y hasta los 23 cm se observa un claro aumento de las variables, además a partir de dicha profundidad el NT presenta mayor variación vertical. Luego la concentración de NT y PT tienen una leve

disminución hasta los 4 cm. Desde los 4 cm y hasta la superficie las tres variables tienden a aumentar, pero el NT disminuye antes de llegar a la superficie

En la Figura 3 se muestra el análisis de *cluster* realizado para los sedimentos del testigo en base al contenido de NT, PT y MOT. Considerando un 66% de similitud, el análisis de *cluster* permitió identificar 2 zonas principales en el testigo BAT1.

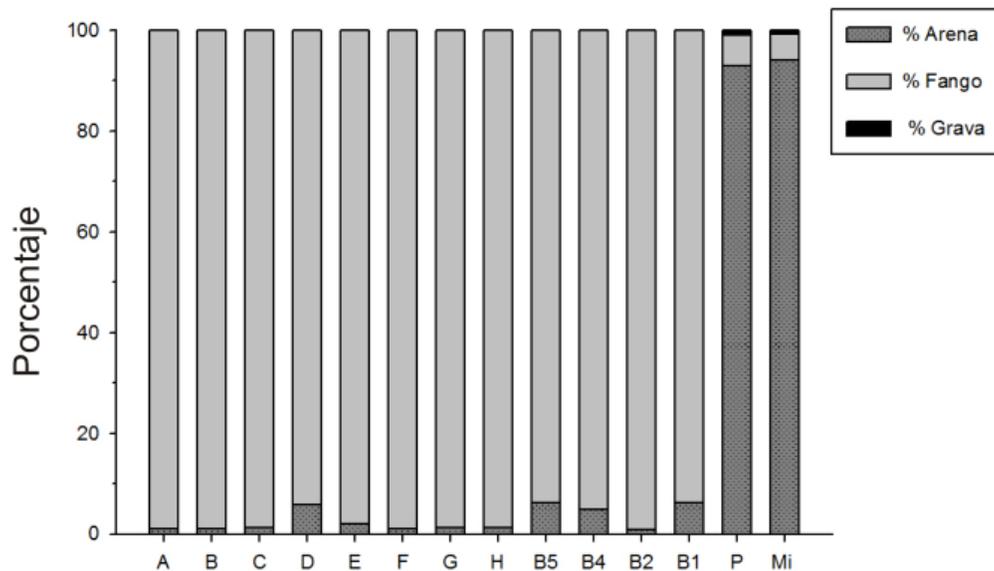
La zona I (ZI), por debajo de los 31cm de profundidad, los valores fueron bajos con promedios de 173  $\mu\text{g/g}$  de NT, 300.7  $\mu\text{g/g}$  de PT y 5.9 % de MOT. Los rangos de valores tuvieron una variación entre 88 - 393  $\mu\text{g/g}$  de NT, 134 – 575  $\mu\text{g/g}$  de PT y 3.1 - 7.4% de MOT. A los 54 cm de profundidad se encontró el valor mínimo de NT, en cuanto al PT el valor mínimo se halló a los 85 cm, mientras que el valor mínimo de MOT se encontró a una profundidad de 33 cm. Por encima de los 31 cm de profundidad, se distinguió la zona II (ZII) donde las variables exhibieron un incremento progresivo alcanzando sus valores máximos en la superficie, y además se observó un aumento en la variación vertical de las concentraciones de NT y PT. Los promedios para éste tramo fueron de 650  $\mu\text{g/g}$  de NT, 730  $\mu\text{g/g}$  de PT y 8.4 % de MOT. Los valores variaron en un rango de 140 -1366  $\mu\text{g/g}$  de NT, 467 - 1025  $\mu\text{g/g}$  de PT y entre 4 -13.8 % de MOT. Los valores máximos de PT y MOT se observaron en la superficie, mientras que el NT mostró el máximo a los 2 cm de profundidad.



**Figura 3.** Análisis de *Cluster* del contenido de NT, PT y MOT del testigo BAT1

## Sedimentos superficiales

El análisis granulométrico de sedimentos superficiales de la Bahía de Montevideo se presenta en la Figura 4, se observó una predominancia del fango (limo y arcilla) sobre las arenas en la mayoría de las estaciones de Bahía de Montevideo (incluyendo Puerto de Montevideo), con un promedio de 97% de fangos y 2.7% de arenas. Sin embargo se hallaron diferencias en la composición granulométrica de las estaciones ubicadas en las desembocaduras de los arroyos Miguelete y Pantanoso, en donde las arenas predominaron ante el fango y se encontró un pequeño porcentaje de grava. En la desembocadura del Arroyo Pantanoso se observó un porcentaje de 93.3% de arenas, 6.0% de fango y 0.7% de grava; en la desembocadura del Arroyo Miguelete el porcentaje de arenas fue de 94.1%, el de fango 5.2% y 0.7% correspondió a grava.

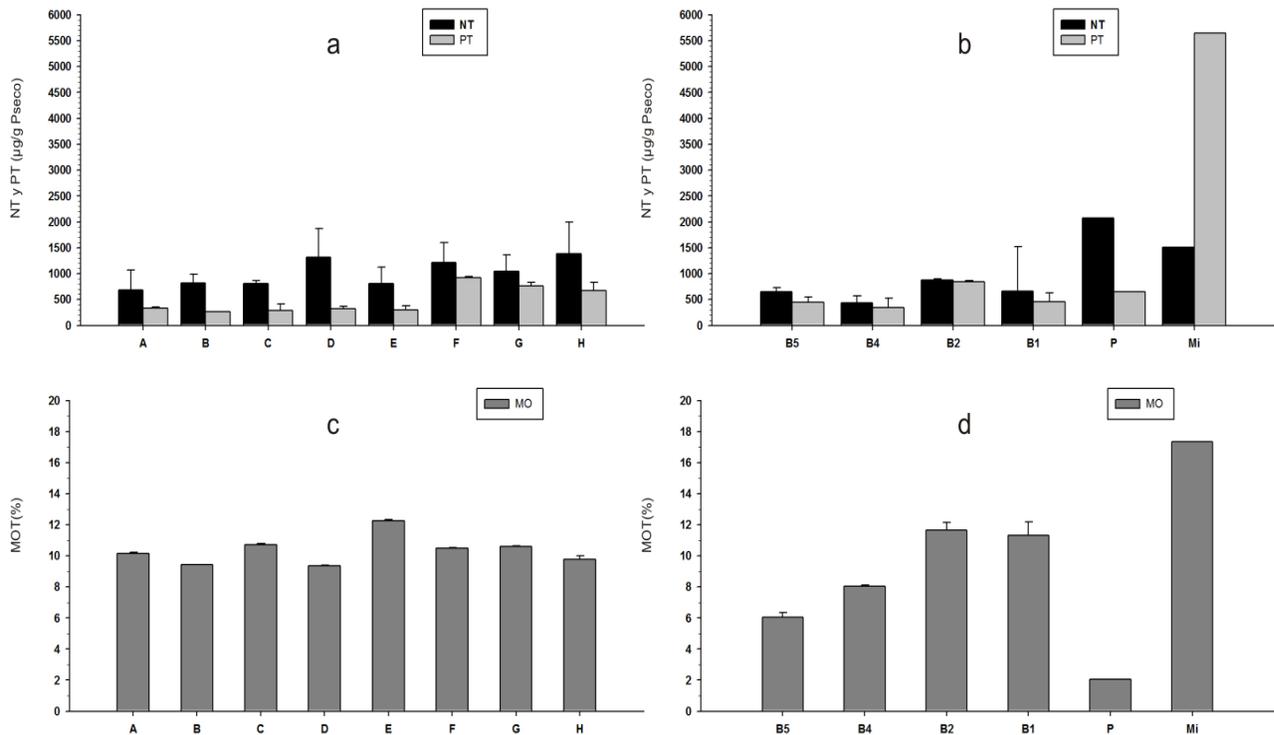


**Figura 4.** Análisis granulométrico de sedimentos superficiales de la Bahía de Montevideo

En la Figura 5 se observan los resultados obtenidos del análisis químico de los sedimentos superficiales de Bahía de Montevideo. En la zona del Puerto de Montevideo la concentración de NT presentó una variación entre 682  $\mu\text{g/g}$  en la estación A y 1388  $\mu\text{g/g}$  en la estación H. La concentración de PT varió entre un mínimo de 263  $\mu\text{g/g}$  en la estación B, y un máximo de 919  $\mu\text{g/g}$  en la estación F (Figura 5 a). Por otra parte el contenido de MOT en sedimentos mostró un mínimo de 9.4 % en la estación D y un máximo de 12.3% en la estación E (Figura 5 c). Los

promedios de las variables en la zona de puerto fueron  $1009 \pm 269 \mu\text{g/g}$  de NT,  $482 \pm 261 \mu\text{g/g}$  de PT y  $10 \pm 0,9 \%$  de MOT.

En los sedimentos superficiales de la zona oeste de Bahía de Montevideo, la concentración de NT osciló entre un mínimo de  $436 \mu\text{g/g}$  en la estación B4 y un máximo de  $2076 \mu\text{g/g}$  ubicada en la desembocadura del arroyo Pantanoso (P). Igualmente en la estación B4 se encontró el valor mínimo de PT de  $339 \mu\text{g/g}$ , mientras que el valor máximo ( $5646 \mu\text{g/g}$ ) se halló en la estación ubicada en la desembocadura del arroyo Miguelete (Mi) ( Figura 5 b). El contenido de MOT presentó una variación entre 2.1% en la estación P y un máximo de 17 % en la estación Mi. Los promedios de las variables en la zona oeste fueron  $1003 \pm 655 \mu\text{g/g}$  de NT,  $1383 \pm 2096 \mu\text{g/g}$  de PT y  $9,5 \pm 10,8\%$  de MOT.



**Figura 5** a) Contenido de NT y PT en sedimentos superficiales en la zona del puerto y b) oeste de Bahía de Montevideo. c) Contenido de MOT en los sedimentos superficiales del Puerto de Montevideo y d) oeste de Bahía de Montevideo.

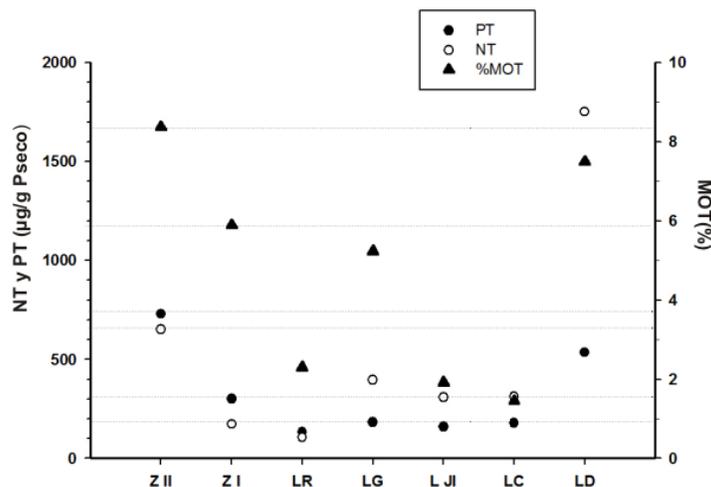
Debido a que los datos obtenidos de PT, NT y MOT no cumplieron con la premisa de heterogeneidad de varianza incluso luego de realizadas transformaciones sobre los mismos, se

opto por efectuar el test no paramétrico Kruskal-Wallis. El resultado obtenido fue que no existen diferencias significativas entre las estaciones para ninguna de las variables analizadas. Luego se realizó el test no paramétrico Mann Whitney para explorar diferencias entre pares de muestras de forma independiente. El análisis tampoco reflejo diferencias significativas entre ninguna de las muestras de las variables analizada.

## Discusión

### Testigo de sedimento

A través del análisis del contenido en nutrientes del testigo de sedimento se advirtió que el aporte de los nutrientes en el sistema de la Bahía de Montevideo sufrió un cambio marcado en el tiempo. Este cambio se registra en el testigo de sedimento a partir de una profundidad de 31cm. Según Cranston & Kurucz, 2002 la tasa de sedimentación de la zona de colecta del testigo de sedimento corresponde a  $3\text{mm año}^{-1}$ ; de esta manera, dicha profundidad corresponde al año 1917. Hasta el año 1917 el sistema la Bahía de Montevideo no había sufrido de impactos industriales significativos, lo cual se vio reflejado en los valores relativamente bajos de NT, PT y MO que presentó el testigo BAT1 previo a dicha época (ZI). Estos valores son comparables a los encontrados actualmente en los sedimentos superficiales de algunas lagunas de la costa Uruguaya que se encuentran bajo una moderada influencia de impactos humanos (Figura 6).



**Figura 6.** Promedios de los valores de NT, PT y MOT contenidos en los sedimentos de la zona I (ZI) y zona II (ZII) del testigo de sedimento BAT I y sedimentos superficiales de varias lagunas costeras Uruguayas. LR Laguna de Rocha; LG Laguna Garzón, LJI Laguna José Ignacio; LC Laguna de castillos y LD Laguna del Diario (Valores tomados y modificados de Rodríguez-Gallego, 2010).

Las concentraciones de línea de base de un elemento se determinan utilizando los sedimentos del testigo que hayan sido depositados en el sistema antes de que comiencen a ser influenciados por las actividades del hombre y comparando con un sistema de referencia que en la actualidad esté poco impactado (Hornberger et al., 1999). Por lo tanto la línea de base de NT, PT y MOT para el

sistema la Bahía de Montevideo, se establece como el rango de variación de las variables en la zona del testigo correspondientes a la época previa al año 1917, ya que corresponde a el sistema de Bahía de Montevideo libre de grandes impactos industriales y además sus valores son semejantes a los valores actuales de sistemas acuáticos costeros con moderados impactos humanos (Figura 6).

A partir del año 1917 comienzan a ocurrir los impactos industriales más importantes en Bahía de Montevideo (Tabla 1) con un gran aumento de las industrias del cuero y los frigoríficos. Es a partir de esta época que se observa un incremento dramático de todas las variables químicas en el testigo de sedimento alcanzando los máximos valores en la actualidad (ZII). El hecho de que los máximos valores de las variables se encuentren en los sedimentos más recientes indica la intensificación del de impacto histórico asociado a la aparición de nuevas industrias y al aumento demográfico en los alrededores de la Bahía de Montevideo (García-Rodríguez et al., 2010).

Los promedios de PT y MOT contenidas en el testigo a partir del año 1917, son semejantes a los encontrados en los sedimentos superficiales de la Laguna del Diario la cual se ubica en la costa uruguaya y actualmente se encuentra bajo un estado hipereutrófico debido a la obstrucción de la conexión de la laguna con el mar y al incremento de la población en su cuenca (Rodríguez-Gallego, 2010). Mientras que el promedio de NT encontrado para la ZII tuvo un valor más alto que el de los sedimentos superficiales de varias lagunas de la costa Uruguay que se encuentran bajo una moderada influencia del hombre (Figura 6).

Las tres variables NT, PT y MOT aumentaron de la zona I a la zona II del testigo, sin embargo el aumento no se produjo de forma proporcional. Mientras que el promedio del NT aumento más de tres veces su valor desde la zona I a la zona II, el promedio de PT aumento algo más del doble de su valor y la MOT aumento menos del doble de su valor inicial. El aumento desigual de las variables desde ZI a ZII demuestra la existencia de entradas diferencial de nutrientes al sistema. El mayor aumento en NT y PT con respecto a la MOT puede deberse a la entrada de fertilizantes ricos en nitrógeno y fósforo, ya sea por la escorrentía proveniente de zonas donde se practica la agricultura o por los derrames ocurridos en las descargas de fertilizantes a granel en el puerto de

Montevideo (Gini, 2007; Brugnoli et al., 2010b; IM, 2010). Por otra parte el mayor aumento de NT con respecto al resto de las variables podría estar relacionado con los aportes de nitrógeno de aguas provenientes de la red de saneamiento que llegan a la bahía través de los arroyos (Nixon, 1995; IM, 2010). El aporte de nitrógeno también puede provenir de las curtiembres que eliminan sus aguas residuales principalmente en el arroyo pantanoso, ya que el residuo líquido proveniente del procesado del cuero presenta elevadas concentraciones de nitrógeno (Corredor Rivera, 2006; IM, 2010). Sin embargo en este estudio solo se consideran las concentraciones de nitrógeno y fósforo totales por lo que no es posible identificar con precisión las fuentes de éstos nutrientes. Para ello sería necesario realizar estudios comparativos entre la composición isotópica del nitrógeno y del oxígeno del fosfato contenidos en el testigo y la composición isotópica del nitrógeno y oxígeno del fosfato de las potenciales fuentes de nitrógeno y fósforo (Kellman & Hillaire-Marcel, 2003; Markel et al., 1994).

### Sedimentos superficiales

Estudios previos sobre contaminación en la Bahía de Montevideo muestran que la zona del Puerto de Montevideo presenta una mayor concentración de contaminantes que la zona externa de la bahía (Muniz et al., 2006, 2002; Venturini et al., 2004; Muniz et al., 2004; Burone et al., 2006). Además en el Puerto de Montevideo existe una entrada importante de nitrógeno y fósforo debida a los derrames ocurridos en las descargas de fertilizantes a granel (Brugnoli et al., 2010b; Gini, 2007) Sin embargo, según los resultados obtenidos en éste trabajo no se hallaron diferencias significativas en la concentración de nutrientes en sedimento, entre las estaciones del puerto y de bahía externa. Asimismo las estaciones B4 y B5 presentaron sedimentos con predominancia de fango cuando se encuentran en una zona sedimentaria de depósito de arenas.

Comparado los promedios de NT y PT con los promedios de puertos que se encuentran bajo presiones antrópicas semejantes a las del Puerto de Montevideo encontramos que estos presentan promedios de NT y PT superiores a los encontrado en la zona del Puerto de Montevideo. Por ejemplo el Puerto de Antonia (Brasil) se encuentra contaminado debido, entre otras causas, a la entrada de aguas residuales, la liberación de productos de fosfato por las industrias de fertilizantes, lavado de bodegas de los barcos, entre otros. En dicho ambiente portuario los

sedimentos son limos finos y el promedio de la concentración de NT y PT es de 2912  $\mu\text{g/g}$  y 4457  $\mu\text{g/g}$  respectivamente y el porcentaje de MOT es de 12,4 (Davino de Morais, 2009). Por otra parte en el Puerto Jackson (Australia) se encuentra eutrofizado y el valor promedio de PT es de 762  $\mu\text{g/g}$  (Birch et al., 1999).

Particularmente en el año 2010 se registraron importantes incrementos en los caudales del Río de la Plata (Muniz et al., 2011a). Dicho evento produce condiciones hidrológicas particulares que ocasionarían importantes cambios en los procesos usuales de sedimentación del estuario. Puesto que la Bahía de Montevideo se encuentra dentro de la parte media del Río de la Plata estas condiciones hidrológicas ocasionarían cambios en sus mecanismos de sedimentación. El aumento del caudal del estuario genera corrientes de mayor velocidad que erosionan y transportan a los sedimentos previamente depositados (Jesús, 1989). El transporte de los sedimentos y los nutrientes contenidos en ellos a otras zonas de la bahía o fuera de ésta, explicaría la ausencia de diferencias significativas entre la concentración de nutrientes de los sedimentos de bahía externa y los del puerto de Montevideo. Asimismo explicaría la presencia de fango en las estaciones B4 y B5. Además dicho fenómeno puede provocar la liberación de los nutrientes desde los sedimentos puesto que la resuspensión de los sedimentos del fondo promueve la remineralización de las partículas orgánicas y la liberación de los nutrientes a la columna de agua (Aller, 1998; Bianchi, 2007). De ocurrir esta liberación de nutrientes, los sedimentos actuarían como fuentes de nutrientes a la Bahía de Montevideo. Sin embargo para determinar si los sedimentos de la bahía son una fuente importante de fósforo y nitrógeno se necesita realizar más estudios que permitan, por ejemplo, conocer el flujo de fósforo y nitrógeno a través de la interface agua-sedimento y los mecanismos de control de la absorción y liberación de los nutrientes por los sedimentos del fondo.

Las estaciones ubicadas en las desembocaduras de los arroyos no fueron consideradas en el análisis de varianza debido a la falta de replicas. Dichas estaciones, mostraron valores de NT, PT y MOT considerablemente mayores a los del resto de las estaciones, valores de NT y MOT semejantes, y de PT aún mayores a los promedios de los puertos de Australia y Brasil. Además, tomando en cuenta que los sedimentos de mayor tamaño presentan menor capacidad de

adsorción de la materia orgánica (Gray & Elliott, 2009), y que las estaciones de las desembocaduras mostraron predominancia de arenas se concluye que el ambiente bentónico adyacente a las desembocaduras de los arroyos se encuentra más afectado por el enriquecimiento orgánico que el resto del ambiente bentónico de Bahía de Montevideo. En particular las concentraciones de nutrientes en la estación Mi indican mayores aportes de PT y MOT del arroyo Miguelete, mientras que las altas concentraciones de NT en la estación P estaría relacionado con un mayor ingreso nitrógeno a través del arroyo Pantanoso. Ambos arroyos reciben a lo largo de su trayecto aguas residuales de diferentes industrias y centros urbanos que son vertidos directamente a los cursos de agua, debido a la actual ausencia de saneamiento (IM, 2010). Sin embargo el arroyo Miguelete se encuentra más afectado por la entrada de residuos sólidos provenientes de la clasificación informal lo que podría estar relacionado con la elevada concentración de MOT encontrada en la estación Mi (Fichtner GmbH & LKSur, 2004). Por otra parte la entrada diferencial de PT a través de éste arroyo podría explicarse por el ingreso de aguas residuales de lavaderos de lana, ropa y botellas industrias que se encuentran cercanas a este curso de agua (IM, 2008). Por otro lado, la cuenca del arroyo Pantanoso recibe aportes de la red de saneamiento y de la industria de las curtiembres lo explicaría el mayor aporte de nitrógeno por este arroyo a la Bahía de Montevideo (IM, 2010) La entrada de nutrientes a través de dichos arroyos podría ser minimizada con la disposición de humedales a lo largo del trayecto de los mismos, ya que los humedales son muy utilizados para la remoción de nutrientes en ambientes eutrofizados (Coveney et al., 2002) Además sería conveniente la implementación de un sistema de saneamiento que permita reducir la entrada directa de aguas residuales a los arroyos. En este sentido la intendencia de Montevideo está desarrollando el Plan de Saneamiento Urbano (PSU IV) que comprende entre otras zonas el saneamiento de las cuencas de ambos arroyo y la construcción un emisario subacuático en Punta Yeguas

### Consideraciones finales

La entrada natural de los nutrientes en el sistema Bahía de Montevideo se vio alterada debido al inicio de las actividades de las industrias del cuero y frigorífica a partir del año 1917. Dicho

impacto se intensifica en el tiempo con la aparición de nuevas industrias y el incremento de la población hasta llegar a la actualidad donde el sistema se encuentra bajo un estado de hipertrofia.

El aumento del el caudal del Río de la Plata podría ser responsable de la distribución homogénea encontrada en el contenido de nutrientes en los sedimentos superficiales de la Bahía de Montevideo durante el presente estudio. Esta distribución podría involucrar el transporte y resuspensión de sedimentos y la liberación de los nutrientes desde los sedimentos a las aguas adyacentes. Este aspecto es de gran relevancia por lo que es recomendable realizar más estudios que permitan comprender el papel de los sedimentos como fuentes o sumideros de nutrientes a la Bahía de Montevideo y conocer los mecanismos que controlan la adsorción y liberación de los nutrientes.

Se identificó que los arroyos Pantanoso y Miguelete son fuentes de nutrientes a bahía ya que los sedimentos ubicados en sus desembocaduras mostraron un mayor enriquecimiento que los sedimentos del resto de la Bahía.

A pesar de que el contenido en nutrientes de los sedimentos superficiales no reflejo la entrada de nutrientes que se produce en el puerto, se pudo identificar a través de su análisis la entrada de nutrientes que se produce a través de los arroyos. Además la utilización de testigos de sedimento fue muy útil para determinar el comienzo y origen de de los impactos en Bahía de Montevideo y para establecer las concentraciones de línea de base para las variables estudiadas. Por lo tanto la utilización combinada de estudios ambientales y paleoambientales es lo más adecuado para la evaluación de sistemas impactados en los cuales la información a largo plazo es baja o inexistente.

## Bibliografía

- Aller, R. C. (1998). Mobile deltaic and continental shelf muds as suboxic, fluidized bed reactors. *Marine Chemistry* 61, 143–155.
- Andersen, J., Conley, D. J., and Søren, H. (2004). Paleoecology, reference conditions and classification of ecological status: the EU Water Framework. *Marine Pollution Bulletin* 49, 283–290.
- Andersen, J. H., Schlüter, L., & Gunni, Æ. (2006). Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of Plankton Research* 28, 621–628.
- Arocena, R., & Conde, D. eds. (1999). *Métodos en Ecología Acuática Continental. Con ejemplos en Limnología en Uruguay* (Montevideo: Facultad de Ciencias).
- Ayup Zouain, R. N. (1981a). Características del comportamiento sedimentológico de la Bahía de Montevideo (Montevideo).
- Ayup Zouain, R. N. (1981b). Contribución al conocimiento del material en suspensión de la Bahía de Montevideo (Montevideo).
- Barros, V., Menéndez, A., & Nagy, G. (2006). *El Cambio Climático en el Río de la Plata*. (Buenos Aires: Centro dInvestigaciones del Mar y la Atmósfera (CIMA)).
- Bianchi, T. S. (2007). *Biogeochemistry of Estuaries* (Oxford University Press).
- Birch, G. F., Eyreà, B., & Taylor, S. E. (1999). The Distribution of Nutrients in Bottom Sediments of Port Jackson ( Sydney Harbour ),. *Science*, 1247–1251.
- Bracco, R., Inda, H., del Puerto, L., Castieira, C., Sprechmann, P., & García-Rodríguez, F. (2005). Relationships between Holocene sea-level variations, trophic development, and climatic change in Negra Lagoon, Southern Uruguay. *Journal of Paleolimnology* 33, 253–263.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27, 325.
- Brugnoli, E., Chalar, G., Delbene, L., Muniz, P., Pita, A., Pérez, L., & García-Rodríguez, F. (2010a). Aportes de nutrientes al ambiente acuático originados en operaciones de carga-descarga a granel del puerto de Montevideo, Uruguay. In I CUZ Simposio “Monitoreo Ambiental”, p. 48.

- Brugnoli, E., García-Rodríguez, F., Muniz, P., Delbenne, L., Pita, A., Pérez, L., & Chalar, G. (2010b). Estimación de aportes al medio acuático derivados de las operaciones de graneles sólidos en el Puerto de Montevideo y elaboración del plan de gestión (Montevideo).
- Burkholder, J. M., Dickey, D. A., Kinder, C. A., Reed, R. E., Mallin, M. A., McIver, M. R., Cahoon, L. B., Melia, G., Brownie, C., Smith, J., et al. (2006). Comprehensive trend analysis of nutrients and related variables in a large eutrophic estuary: A decadal study of anthropogenic and climatic influences. *Limnology and Oceanography* 51, 463–487.
- Burone, L., Michaelovitch de Mahiques, M., Lopes Figueira, R., García-Rodríguez, F., Sprechmann, P., Alvarez, Y., Muniz, P., Brugnoli, E., Venturini, N., de Mello Sousa, S., et al. (2011). Evolución paleoambiental de la Bahía de Montevideo (Uruguay)-Bases para el establecimiento de un modelo ambiental. En *El Holoceno en la zona costera de Uruguay.*, F. García-Rodríguez, ed. (Montevideo: Comisión Sectorial de Investigación Científica de la Universidad de la República), pp. 197–227.
- Burone, L., Venturini, N., Sprechmann, P., Valente, P., & Muniz, P. (2006). Foraminiferal responses to polluted sediments in the Montevideo coastal zone, Uruguay. *Marine pollution bulletin* 52, 61–73.
- Byers, S., Mills, E., & Sewart, P. (1978). A comparison of methods to determining organic carbon in marine sediments, with suggestion for a standard method. *Hydrobiology* 58, 37–43.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8, 559–568.
- Cloern, J. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210, 223–253.
- Cooper, S. R. (2000). *The History of Water Quality in North Carolina Estuarine Waters as Documented in the Stratigraphic Record.*
- Corredor Rivera, L. J. (2006). El residuo líquido de las curtiembres estudio de caso : cuenca alta del Río Bogotá. *16*, 14–28.
- Coveney, M. ., Stites, D. ., Lowe, E. ., Battoe, L. ., & Conrow, R. (2002). Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. *Ecological Engineering* 19, 141–159.
- Cranston, R., & Kurucz, A. (2002). Estimating sediment accumulation rates in Montevideo Bay, Uruguay. *Ecoplata II Scientific Paper Montevideo*, 1–4.
- Danulat, E., Muniz, P., García-Alonso, J., & Yannicelli, B. (2002). First assessment of the highly contaminated harbour of Montevideo, Uruguay. *Marine pollution bulletin* 44, 554–565.

- Davino de Morais, R. (2009). Avaliação da qualidade dos sedimentos superficiais do Complexo Estuarino de Paranaguá. 143.
- Dugdale, R. C. (1967). Nutrient Limitation in the sea. Dynamics, identification, and significance. *Limnology and Oceanography* 12, 685–695.
- Esteves, F. de A. (2011). Fundamentos de Limnologia 3era ed. Interciencia, ed. (Rio de Janeiro, Brasil).
- Fichtner GmbH, & LKSur (2004). ADENDA a la Evaluación Sanitaria de Cursos de Agua Plan Director de Residuos Sólidos de Montevideo y Área Metropolitana (Montevideo).
- Folk, R. L., & Ward, W. C. (1957). Brazos River bar [Texas]; a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Research* 27, 3–26.
- García-Rodríguez, F., Hutton, M., Brugnoli, E., Venturini, N., del Puerto, L., Inda, H., Bracco, R., Burone, L., & Muniz, P. (2010). Assessing the effect of natural variability and human impacts on the environmental quality of a coastal metropolitan area (Montevideo Bay, Uruguay). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 5, 90–99.
- García-Rodríguez, F., Sprechmann, P., Inda, H., del Puerto, L., Bracco, R., Rodríguez, A., Estroff, P., & Acevedo, V. (2006). Paleolimnología: desarrollo de las lagunas costeras de Uruguay durante el Holoceno. En *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya.*, Menafra R, Rodríguez-Gallego L, and Scarabino F & Conde D, eds. (Montevideo: Vida Silvestre), pp. 487–492.
- Gautreau, P. (2006). La Bahía de Montevideo: 150 años de modificación de un paisaje costero y subacuático. En *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya.*, Menafra R, Rodríguez-Gallego L, and Scarabino F & Conde D, eds. (Montevideo: Vida Silvestre), pp. 401–411.
- Gini, A. (2007). Carga y descarga de graneles en la interfase transporte terrestre/acuático. Medidas y evaluación de inmisiones de material particulado. Priorización y selección de propuesta de equipamiento y procedimientos para mitigarlas satisfactoriamente. Puertos de Montevideo (Montevideo).
- Gray, J. S., & Elliott, M. (2009). *Ecology of Marine Sediments: From Science to Management* 2da ed. (Oxford University Press).
- Hornberger, M. I., Luoma, S. N., van Geen, A., Fuller, C., & Anima, R. (1999). Historical trends of metals in the sediments of San Francisco Bay, California. *Marine Chemistry* 64, 39–55.
- IM Intendencia de Montevideo (2008). *Evaluación de la Contaminación Industrial* (Montevideo).

- IM Intendencia de Montevideo (2009). Gestión ambiental de los cursos de agua de Montevideo. (Montevideo).
- IM Intendencia de Montevideo (2010). PROGRAMA DE MONITOREO DE CUERPOS DE AGUA (Montevideo).
- Jesús, C. (1989). Iniciación al conocimiento de los procesos de transporte y sedimentación en el área de mezcla fluvio marina del Río de la Plata. 100.
- de Jonge, V. N., Elliott, M., & Orive, E. (2002). Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia* 475-476,, 1–19.
- Kellman, L., & Hillaire-Marcel, C. (2003). Evaluation of nitrogen isotopes as indicators of nitrate contamination sources in an agricultural watershed. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95, 87–102.
- Kurucz, A., Masello, A., Méndez, S., Cranston, R., & Wells, P. (1998). Calidad ambiental del Río de la Plata. En *El Río de la Plata. Una Revisión Ambiental. Un informe de Antecedentes del Proyecto EcoPlata.*, P. Wells and G. Daborn, eds. (Nova Scotia, Canada: Dalhousie University, Halifax), pp. 71–96.
- Lalli, C. M., & Parsons, T. R. (1997). *Biological Oceanography: An Introduction* (Google eBook) (Butterworth-Heinemann).
- Markel, D., Kolodny, Y., Luz, B., & Nishri, A. (1994). Phosphorus cycling and phosphorus sources in Lake Kinneret: Tracing by oxygen isotopes in phosphate. *Israeli Journal of Earth Science* 43, 165– 178.
- Martínez, C. (1975). *Estudios hidrobiológicos en la bahía de Montevideo* (Montevideo).
- Mazzeo, N., Clemente, J., García Rodríguez, F., Gorga, J., Kruk, C. C., Larrea, D. A., Meerhoff, M., Quintans, F., Rodríguez, L. R., & Scasso, F. A. (2002). Perfil ambiental. In *Perfil ambiental del Uruguay 2002*, A. E. Domínguez Sandoval and R. G. Prieto, eds. (Montevideo: Nordan), pp. 39–55.
- Moresco, H., & Dol, I. (1996). Metales en sedimentos de la Bahía de Montevideo. *Revista Asociación de Ciencias Naturales del Litora* 27, 1–5.
- Moyano, M., Moresco, H., Blanco, J., Rosadilla, M., & Caballero, A. (1993). Baseline studies of coastal pollution by heavy metals, oil and PAHs in Montevideo. *Marine pollution bulletin* 26, 461–464.

- Muniz, P., Brugnoli, E., García-Rodríguez, F., Venturini, N., Burone, L., Hutton, M., Rodríguez, M., Pita, A., Kandravicius, N., & Pérez, L. (2011a). Monitoreo de biota y sedimento de la zona costera de Montevideo tercer informe anual de avance (Montevideo).
- Muniz, P., Venturini, N., & Burone, L. (2006). Contaminación de la bahía de Montevideo y zonas costeras adyacentes y su relación con los organismos bentónicos. En Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya., R. Menafra, L. Rodríguez-Gallego, F. Scarabino, and D. Conde, eds. (Montevideo: Vida Silvestre), pp. 467–475.
- Muniz, P., Venturini, N., & Gomez-Erache, M. (2004). Spatial distribution of chromium and lead in the benthic environment of coastal areas of Río de la Plata estuary (Montevideo, Uruguay). *Brazilian Journal of Biology* 64, 103–116.
- Muniz, P., Venturini, N., Hutton, M., Kandravicius, N., Pita, A., Brugnoli, E., Burone, L., & García-Rodríguez, F. (2011b). Ecosystem health of Montevideo coastal zone: A multi approach using some different benthic indicators to improve a ten-year-ago assessment. *Journal of Sea Research* 65, 38–50.
- Muniz, P., Venturini, N., and Martínez, a (2002). Physico-chemical characteristics and pollutants of the benthic environment in the Montevideo coastal zone, Uruguay. *Marine pollution bulletin* 44, 962–968.
- Nagy, G., López-Laborde, J., & Anastasía, L. (1987). Caracterización de ambientes en el Río de la Plata exterior (salinidad y turbiedad óptica). *Investigaciones Oceanológicas* 1, 31–56.
- Nixon, S. W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41, 199–219.
- OPS & OMS Organización Panamericana de la Salud & Organización Mundial de la Salud (2001). Análisis sectorial de agua potable y saneamiento Uruguay.
- Riley, J., & Chester, R. (1989). *Introducción a la Química Marina* 1era ed. S. . AGT editor, ed. (Mexico).
- Rodríguez-Gallego, L. (2010). Eutrofización de las lagunas costeras de Uruguay: impacto y optimización de los usos del suelo. 114.
- Smith, V. H., Joye, S. B., & Howarth, R. W. (2006). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Estuaries* 51, 351–355.
- Smol, J. (2008). *Pollution of Lakes and Rivers: A Paleoenvironmental Perspective*. 2nd ed. (Blackwell Oxford).
- Smol, J. P. (2007). Marine sediments tell it like it was. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 17563–17564.

- Suguio, K. (1973). *Introdução a Sedimentologia* (São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo (EDUSP)).
- Sweitzer, J., Langaas, S., & Folke, C. (1996). Land use and population density in the Baltic Sea drainage basin: a GIS database. *Ambio* 25, 191–198.
- Troncoso, C., Lalanne, A., & Piñeiro, A. (2009). Incidencia de las Unidades de negocio del Puerto de Montevideo sobre el PIB de la economía uruguaya. Metodología a emplear y una primera aproximación para el año 2007. (Montevideo).
- Valderrama, J. C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10, 109–122.
- Venturini, N., Muniz, P., & Rodriguez, M. (2004). Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: the phylum-level meta-analysis approach in a south-eastern coastal region of South America. *Marine Biology* 144, 119–126.
- Zar, H. (1999). *Biostatistical Analysis* (New Jersey: Prentice Hall).