



Una aproximación a la caracterización del estado trófico de la zona costera metropolitana mediante el análisis de variables bio-geoquímicas del sedimento superficial

Carolina Bueno

Tesina de grado. Licenciatura en Ciencias Biológicas, profundización Ecología

Orientadores: Ernesto Brugnoli y Felipe García-Rodríguez

Oceanografía y Ecología Marina

Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias

Montevideo

2012

Índice

| | |
|-------------------------|----|
| Lista de figuras | 2 |
| Lista de tablas | 3 |
| Lista de abreviaturas | 3 |
| Resumen | 4 |
| Introducción | 5 |
| Hipótesis | 9 |
| Objetivo general | 9 |
| Objetivos específicos | 10 |
| Material y Métodos | 10 |
| Resultados | 14 |
| Discusión | 22 |
| Consideraciones finales | 27 |
| Bibliografía | 28 |

Agradecimientos

A mi familia y amigos, por creer en mí. Marcelo, por su sacrificio, esfuerzo y apoyo para que todo esto fuera posible. A mis tutores MSc. Ernesto Brugnoli y Dr. Felipe García-Rodríguez porque gracias a su paciencia, perseverancia y constante apoyo lograron que pudiera finalizar este trabajo. A la Lic. Adriana Tudurí, con quien fue un gusto haber trabajado en equipo desde un principio.

El presente proyecto fue financiado por Intendencia Municipal de Montevideo y Administración Nacional de Puertos.

Lista de figuras

| | | |
|------------------|--|----|
| Figura 1 | Área de estudio y estaciones de muestreo..... | 12 |
| Figura 2 | Salinidad registrada en las estaciones de muestreo en julio 2010 distribuida de oeste a este..... | 15 |
| Figura 3 | Concentraciones de oxígeno disuelto en superficie y fondo registradas en las estaciones de muestreo en julio 2010 distribuidos de oeste a este | 16 |
| Figura 4 | Contenido de fangos (limo + arcilla) y arenas en las estaciones de muestreo de de la zona costera metropolitana en julio 2010 distribuido de oeste a este | 17 |
| Figura 5 | Concentración y desvío estándar de clorofila a ($\mu\text{g gss}^{-1}$) (A) y feopigmentos ($\mu\text{g gss}^{-1}$) (B) en la zona costera metropolitana en julio 2010 distribuida de oeste a este | 18 |
| Figura 6 | Concentración y desvío estándar de clorofila a ($\mu\text{g gss}^{-1}$) (A) y feopigmentos ($\mu\text{g gss}^{-1}$) (B) en la zona costera metropolitana en julio 2010 distribuida de oeste a este..... | 18 |
| Figura 7 | MOT (%) distribuida de oeste a este (A) y su concentración promedio en las tres zonas del área costera metropolitana (B) en julio 2010..... | 19 |
| Figura 8 | NT y PT ($\mu\text{g gss}^{-1}$) distribuidos de oeste a este (A) y concentración promedio de nutrientes ($\mu\text{g gss}^{-1}$) en las tres zonas del área costera metropolitana (B) para julio 2010..... | 20 |
| Figura 9 | Indicador BPN para zona costera metropolitana en julio 2010..... | 21 |
| Figura 10 | Caudal del Río Uruguay y Río de la Plata ($\text{m}^3 \text{seg}^{-1}$) en el período de marzo 2009 a febrero 2011. Fuente: García-Rodríguez <i>et al.</i> (en revisión)..... | 23 |
| Figura 11 | Concentración promedio de PT y NT ($\mu\text{g gss}^{-1}$) en las tres zonas del área costera metropolitana en julio 2010 y lagunas costeras del departamento de Rocha (fuente: Rodríguez Gallego (2008))..... | 25 |

Lista de tablas

| | | |
|----------------|--|----|
| Tabla 1 | Tabla 1. Coeficiente de correlación de Spearman significativo al 95% (**) entre NT(%) y MOT(%) en las 3 zonas definidas del área costera metropolitana en julio 2010. Entre paréntesis se indican las estaciones consideradas (n) por zona..... | 20 |
| Tabla 2 | Tabla 2. Coeficientes de correlación de Spearman entre las variables de la columna de agua y los sedimentos superficiales de la zona costera metropolitana en julio 2010. Considerando un n=33. Se indican con asterisco (**) las correlaciones significativas al 95%..... | 22 |
| Tabla 3 | Clasificación trófica de la zona costera metropolitana basada en el análisis de los sedimentos superficiales realizada en diferentes estudios..... | 26 |

Lista de abreviaturas

| | |
|-------------|--------------------------|
| AMBI | AZTI Marine Biotic Index |
| BM | Bahía de Montevideo |
| BPN | Bio Production Number |
| K-W | Kruskal – Wallis |
| MOT | Materia Orgánica Total |
| NT | Nitrógeno Total |
| OD | Oxígeno Disuelto |
| PT | Fósforo Total |
| ZE | Zona Este |
| ZO | Zona oeste |

Resumen

El proceso de eutrofización es un problema actual de los sistemas costeros y marinos, el cual se ha acelerado debido a la presión antrópica. La zona costera metropolitana está localizada en la porción media del estuario del Río de la Plata, la misma abarca toda el área costera de Montevideo y se extiende hacia el oeste hasta Playa Pascual en el departamento de San José, y hacia el este hasta el Arroyo Pando en el departamento de Canelones. Esta área se encuentra bajo la influencia de diferentes impactos antrópicos como el vertido de efluentes urbanos e industriales, tráfico marítimo y el aporte de arroyos que transportan desechos procedentes de diversas industrias, centros urbanos próximos, un emisario submarino y el sistema de desagüe pluvial. Con la finalidad de realizar una aproximación a la caracterización bio-geoquímica de sus sedimentos superficiales, se analizaron muestras de sedimento de 34 estaciones distribuidas en la zona costera metropolitana colectadas durante julio 2010. Las variables determinadas en la columna de agua (superficie y fondo) fueron temperatura, salinidad y oxígeno disuelto. En los sedimentos superficiales se determinó granulometría, contenido de materia orgánica total (MOT) y las concentraciones de clorofila a , feopigmentos, nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT). Para realizar una aproximación del estado trófico del área se utilizó el indicador *Bio Production Number* (BPN). Las variables MOT, NT y clorofila a presentaron una buena correlación entre sí y a su vez el NT con los valores registrados de oxígeno disuelto en el fondo de la columna de agua por lo que se infiere que estas variables son las que mejor reflejan la calidad ambiental de la zona costera metropolitana en el presente estudio. En base a los valores encontrados para dichas variables en julio 2010, la zona oeste se clasificó como eutrófica, la Bahía de Montevideo como hipertrófica y la zona este como mesotrófica-eutrófica.

Palabras clave: eutrofización, nutrientes, sedimento, estado trófico, Río de la Plata, Uruguay

Introducción

La eutrofización en ambientes acuáticos

La contaminación ambiental puede ser entendida como el aporte excesivo de elementos que están presentes de forma natural en el ambiente, o la introducción de elementos extraños al mismo (Muniz *et al.* 2006, Smith *et al.* 2003, 2006).

Existen diferentes tipos de contaminantes dentro de los cuales se destacan los metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes, hidrocarburos y nutrientes que ocasionan diferentes efectos químicos físicos y biológicos en los ecosistemas (ANZECC & ARMCANZ 2000, Muniz *et al.* 2006, 2011, Brugnoli *et al.* 2007, Smith *et. al* 2006).

Las fuentes de estos contaminantes pueden dividirse en puntuales y no puntuales. Las puntuales son aquellas cuyo origen es fácil de identificar, como efluentes industriales o emisarios submarinos de saneamiento urbano. Por otro lado, las no puntuales o difusas, provenientes del escurrimiento superficial y del aporte atmosférico son más difíciles de controlar (Smol 2007). Una vez en el ambiente, los contaminantes pueden oxidarse y disolverse parcialmente en el agua o adsorberse a la materia orgánica particulada, precipitando y acumulándose en los sedimentos, donde pueden tener una alta persistencia (Muniz *et al.* 2006). Los sedimentos acumulan productos naturales y antrópicos por lo cual son un sumidero de contaminantes tales como nutrientes, metales pesados y compuestos orgánicos (Brugnoli *et al.* 2007). Cuando los sedimentos son removidos, estos limitan la cantidad de luz esencial para el crecimiento de los organismos (Lee 2006) y constituyen una entrada de nutrientes a la columna de agua influenciando la productividad primaria del sistema.

Los nutrientes son esenciales para el crecimiento biológico, sin embargo el enriquecimiento excesivo puede resultar en efectos indeseables como incremento de la frecuencia de las floraciones de microalgas, elevada producción primaria, elevada respiración en respuesta a la rápida producción de materia orgánica, grandes cambios en las tramas tróficas y cambios biogeoquímicos en la columna de agua y sedimentos (Smith *et al.* 2003, 2006, Smol 2007). En los casos extremos de excesiva producción y respiración, se reduce sensiblemente el oxígeno disuelto en la columna de agua, causando la muerte de peces y otros organismos (Smith *et al.* 2003). Mientras algunos sistemas son

naturalmente eutróficos, la eutrofización cultural, es aquella que tiene lugar cuando las actividades humanas son las responsables del aporte excesivo de nutrientes a los ecosistemas (Smith *et al.* 2003, Smol 2007), donde generalmente se intensifica el proceso de eutrofización. La eutrofización cultural es uno de los principales problemas globales relacionados a la calidad de los ecosistemas acuáticos (Smol 2008).

La eutrofización en los cuerpos de agua dulce ha sido por décadas reconocida como un problema, pero el concepto de eutrofización marina no fue tomado en cuenta desde un principio. Se consideraba que la gran dinámica y caudal del ecosistema marino era suficiente para incorporar y disolver los aportes de nutrientes sin efectos adversos (Clarke *et al.* 2006). El proceso de eutrofización en los ecosistemas marinos costeros está ligado principalmente al ingreso de nutrientes inorgánicos, destacándose fósforo y nitrógeno, ya que estos nutrientes son los principales reguladores de la productividad primaria (Smith *et al.* 2006). Anteriormente, los estudios de eutrofización de zonas costeras estaban enfocados únicamente al ingreso y dinámica del fósforo al sistema, pero en las últimas décadas se ha comprendido que el problema de la eutrofización en estuarios también está relacionado a los ingresos de nitrógeno, ya que el nutriente limitante en los grandes estuarios puede alternar estacionalmente entre fósforo y nitrógeno (Howarth & Marino 2006). A pesar de los avances del siglo XX en la comprensión del proceso de eutrofización, sigue siendo de los problemas más importantes en lo que se refiere a la gestión de los ecosistemas acuáticos, tanto de agua dulce como costeros y marinos (Schindler 2006).

Indicadores de eutrofización

El análisis conjunto de los componentes abióticos y bióticos de un ecosistema constituyen una herramienta fundamental para la evaluación e interpretación de los efectos de los contaminantes, tanto a escala temporal como espacial (Muniz *et al.* 2006, Muniz *et al.* 2011). Actualmente existen diversos parámetros físicos, químicos y biológicos (como fósforo total y clorofila *a* en la columna de agua, composición de la comunidad de invertebrados etc.) que son utilizados para estudiar el estado trófico de los ecosistemas acuáticos (Muniz *et al.* 2011, Vollenweider & Kerekes 1982).

Los nutrientes son la principal causa de eutrofización en los sistemas acuáticos, pero hay otros factores como el ingreso de agua continental o el cambio en las mareas que influyen para determinar

el estado trófico final del sistema (Bricker et al. 2003). Los principales nutrientes son nitrógeno y fósforo, ambos presentes en formas orgánicas e inorgánicas. Las formas inorgánicas de nitrógeno incluyen nitrato, nitrito y amonio mientras que las formas orgánicas están sometidas a degradación bacteriana. El fósforo existe como fosfato en formas poliméricas y monoméricas, en sedimentos usualmente se encuentra unido al hierro (ANZECC & ARMCANZ 2000). La concentración de fósforo total (PT) en la columna de agua es utilizada como indicador de estado trófico de sistemas acuáticos (Vollenweider & Kerekes 1982), sin embargo, no se ha logrado un indicador que utilice la concentración de esta variable en el sedimento.

Los sedimentos son una mezcla heterogénea de partículas de diversos tamaños y características. Las propiedades físicas del sedimento como el tamaño de grano y la densidad, son importantes en la sedimentación y procesos de transporte. Las partículas mayores a 2 mm usualmente no son una fuente de contaminantes biodisponibles (ANZECC & ARMCANZ 2000), mientras que los sedimentos de grano fino (limo y arcilla) tienden a adsorber más contaminantes orgánicos y metales pesados (Lee 2006).

El enriquecimiento de materia orgánica en los sedimentos puede estar asociado al proceso de eutrofización (Kilminster 2010), ya que el aumento de las actividades humanas provoca un aumento de las descargas de nutrientes y materia orgánica en los sistemas marinos y costeros. Estas descargas pueden provenir del escurrimiento de los sistemas agrícolas o de los efluentes urbanos (Lee 2006). Igualmente, puede ser utilizada como indicador de la cantidad y tipo de alimento que se deposita en los sedimentos desde la columna de agua y queda disponible para los organismos bentónicos (Byers et al. 1978).

El fitobentos se encuentra en las regiones de los sedimentos superficiales donde incide la luz, y su producción primaria puede ser superior a la del fitoplancton (Underwood 2010). Para estimar la biomasa de los microorganismos acuáticos fotosintetizadores se utiliza la concentración de clorofila *a* en sedimento, ya que es el pigmento más abundante, común a todos los organismos fotosintéticos y relativamente fácil y rápido de cuantificar (Felip & Catalan 2000). Los feopigmentos, son productos de degradación de la clorofila *a* (Arocena & Conde 2004). Dell'Anno et al. (2002) utilizó la razón clorofila *a* / (clorofila *a* + feopigmentos) como indicador de la calidad del sistema, asociando valores bajos de esta relación al aumento de la turbidez o contaminación química. Actualmente, la

concentración de clorofila *a* en la columna de agua es utilizada como indicador de estado trófico (Vollenweider & Kerekes 1982), en cambio, hasta el momento no hay un indicador que determine el estado trófico del sistema basándose en la concentración de esta variable en el sedimento.

Cuando la columna de agua es rica en nutrientes, las bacterias y otros descomponedores del ambiente bentónico consumen el oxígeno mientras reciclan la materia orgánica, creando un ambiente anóxico en el proceso. Cuando el sedimento se torna anóxico, ocurren cambios químicos y elementos como el hierro, manganeso, fósforo y nitrógeno pueden ser liberados a la columna de agua (ANZECC & ARMCANZ 2000). De esta manera, cualquier cambio en las propiedades químicas de los sedimentos puede afectar las comunidades bentónicas (Burone *et al.* 2003), incluyendo tanto a la fauna como a las microalgas. Bajas concentraciones de oxígeno disuelto y la ocurrencia de blooms algales entre otros, son considerados como síntomas secundarios de eutrofización (Bricker *et al.* 2003).

Zona Metropolitana y su caracterización ambiental

La zona costera metropolitana se encuentra bajo la influencia de diferentes impactos antrópicos como el vertido de efluentes urbanos e industriales, tráfico marítimo y el aporte de arroyos que transportan desechos procedentes de diversas industrias, centros urbanos próximos, un emisario submarino y el sistema de desagüe pluvial (Muniz *et al.* 2002, Muniz *et al.* 2004, Brugnoli *et al.* 2007, García-Rodríguez *et al.* 2010, Muniz *et al.* 2011, DINAMA & MVOTMA 2009). Dentro de los emprendimientos industriales que se encuentran en el área, se destaca la zona de la Bahía de Montevideo donde se encuentra el puerto de Montevideo y la Central térmica Batlle.

Por otro lado, efluentes municipales sin tratamiento o con tratamiento primario, producidos por un millón y medio de personas que habitan en la ciudad de Montevideo, son descargados en aguas de la Bahía de Montevideo, y en la zona de Punta Carretas (Muniz *et al.* 2006, Muniz *et al.* 2011). En la región de Punta Carretas descarga el principal emisario submarino del saneamiento de la ciudad y se está planeando la construcción de otro similar en Punta Yeguas. El mismo concentrará el sistema de saneamiento de la zona oeste de Montevideo, que incluye a los arroyos Miguelete y Pantanoso que actualmente vierten directamente a la Bahía de Montevideo (Muniz *et al.* 2011).

Recientemente, en el estudio realizado por Venturini *et al.* (2012) se analizaron variables bioquímicas y se determinó un gradiente espacial en el estado trófico de la zona costera de Montevideo. La Bahía de Montevideo se clasificó como hipertrófica y las estaciones adyacentes como eutróficas, de acuerdo con las concentraciones de proteínas totales, biopolímeros orgánicos y la relación proteínas totales: carbohidratos totales. Resultados similares fueron obtenidos por Muniz *et al.* (2011), donde se utilizaron variables bioquímicas, y también biológicas como diatomeas bentónicas y la estructura de las comunidades de la macrofauna, además de metales pesados y el índice biótico AMBI; este índice se basa en la proporción de la abundancia de especies de macroinvertebrados clasificados según su sensibilidad y/o tolerancia a un gradiente de perturbación ambiental (Muniz *et al.* 2005).

A pesar de las diferentes aproximaciones utilizadas para evaluar la eutrofización en la zona costera de Montevideo hasta la fecha (García-Rodríguez *et al.* 2010, García-Rodríguez *et al.* 2011, García-Rodríguez (en revisión), Muniz *et al.* 2006, 2011 y Venturini *et al.* 2012) se detecta la ausencia de estudios sobre el contenido de nutrientes y otras variables del sedimento como indicadores de eutrofización.

Hipótesis

Las variables bio-geoquímicas determinadas en los sedimentos superficiales de la zona costera metropolitana (contenido de MOT, NT, PT, clorofila *a* y feopigmentos), permiten realizar una clasificación trófica de los mismos que refleja los diferentes grados de eutrofización en las zonas del área costera metropolitana y la calidad del ambiente bentónico en la zona de estudio.

Objetivo general

Realizar una caracterización bio-geoquímica de los sedimentos superficiales de la zona costera metropolitana mediante una aproximación con indicadores múltiples (clorofila *a*, feopigmentos, MOT, PT y NT). En base a la información obtenida, realizar una clasificación trófica del área de estudio.

Objetivos específicos

- Determinar la concentración de nitrógeno, fósforo total, materia orgánica, clorofila *a* y feopigmentos para determinar diferencias significativas entre las estaciones del área de estudio analizadas.
- Correlacionar las variables biogeoquímicos medidas, con el tipo de sedimentos con el fin de determinar si el tamaño de grano influye sobre estas.
- Comparar las clasificaciones tróficas de la zona costera metropolitana obtenidas en otros estudios a partir de otras variables, con las determinadas en el presente estudio.
- Comparar los niveles tróficos determinados en el presente estudio, con los de otras zonas costeras con diferentes grados de impacto.

Material y métodos

Caracterización del área de estudio

El Río de la Plata (35°00′-35°10′ S y 55°00′-58°10′ W) se ubica sobre la costa este de Sudamérica, cubriendo un área de 38.800 km² y drenando una cuenca de 3.170.000 km², lo que la convierte en la segunda mayor cuenca fluvial de América del Sur (Brugnoli *et al.* 2007, Muniz *et al.* 2002, 2006, 2011)

El Río de la Plata es el receptor final de las cargas orgánicas y nutrientes generados en la cuenca de sus tributarios (el 97% del caudal lo aportan los Ríos Paraná y Uruguay) y en las cuencas directas concentrados principalmente por las ciudades de Buenos Aires y Montevideo (DINAMA & MVOTMA 2009).

Unos de los rasgos principales de esta zona, es la interacción entre el Río de la Plata y el Océano Atlántico, generando un gradiente salino a lo largo de la costa (Nagy *et al.* 2002). La cuña salina es

una característica casi permanente en el estuario, aunque la misma puede ser destruida por vientos moderados a fuertes (Guerrero *et. al* 1997)

La zona costera metropolitana está localizada en la región intermedia del estuario del Río de la Plata, la misma abarca toda el área costera de Montevideo y se extiende hacia el oeste hasta Playa Pascual en el departamento de San José, y hacia el este hasta el Arroyo Pando en el departamento de Canelones. En la última década la zona costera metropolitana ha sufrido un aumento en la cantidad de habitantes, lo que ha generado un aumento de la presión de los recursos naturales asociados a la faja costera (DINAMA & MVOTMA 2009).

De acuerdo con las características topográficas del área de estudio, se pueden identificar 3 zonas dentro de la misma (Figura 1):

- Zona oeste. Desde Playa Pascual hasta Playa del Cerro. Incluye 11 estaciones (L3 a L8 y 5 estaciones en Punta Yeguas),
- Bahía de Montevideo (BM). Con 13 estaciones de monitoreo, 8 correspondientes al puerto de Montevideo (A a H) y 5 distribuidas dentro de la BM (B1 a B5).
- Zona este. Desde Punta Carretas hasta Arroyo Pando, 10 estaciones de monitoreo (L1, 2, 9, 10, 11 y 4 correspondientes a Punta Carretas)

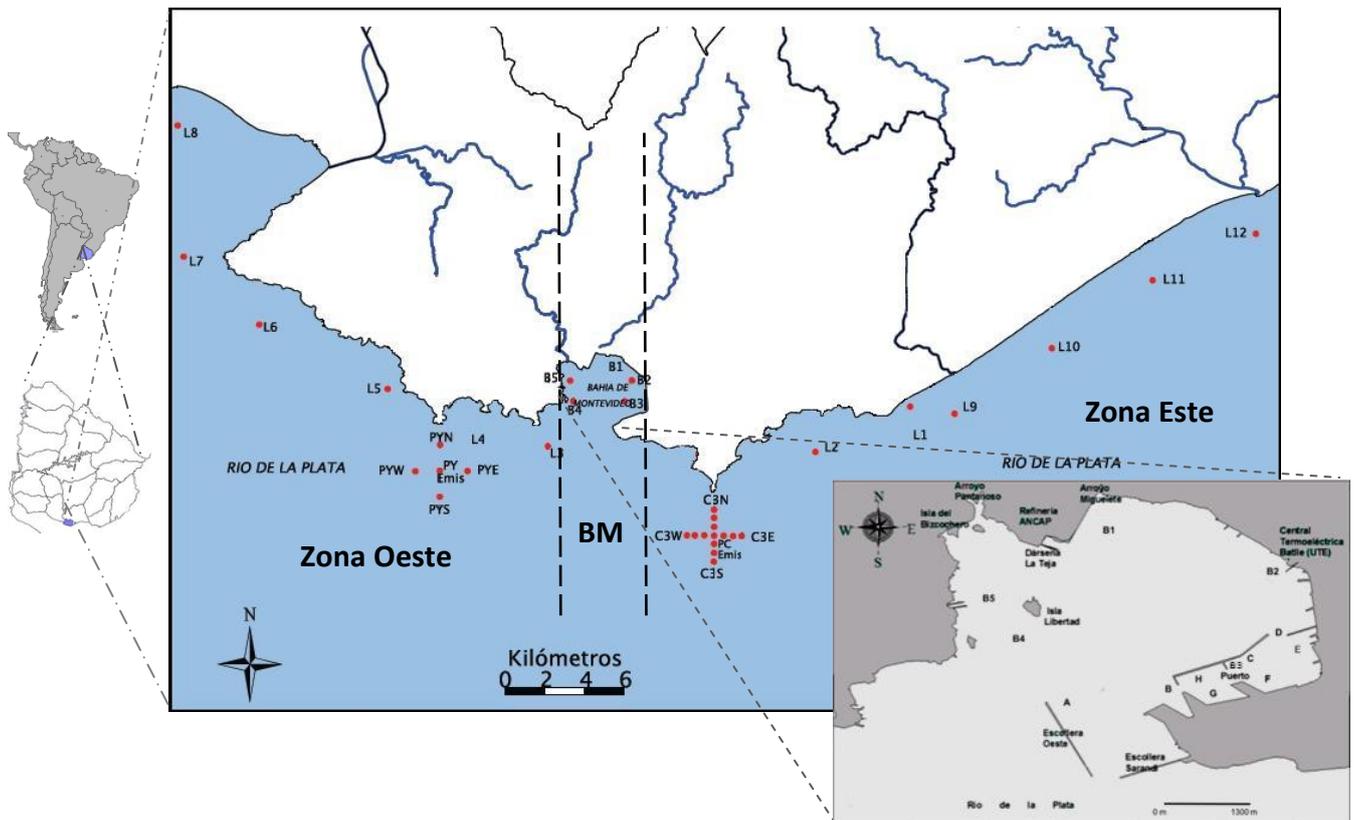


Figura 1. Área de estudio y ubicación de las estaciones de muestreo.

Colecta de muestras

Durante julio de 2010 se realizó una campaña de muestreo para coleccionar muestras de sedimento en 34 estaciones (Figura 1) distribuidas en la zona costera metropolitana. Las muestras fueron coleccionadas con una draga van Veen considerándose tres réplicas de los sedimentos superficiales (primeros 5 centímetros). La temperatura, salinidad y oxígeno disuelto fueron determinados en la superficie y el fondo de la columna de agua con un multiparámetro YSI *pro Plus*.

Análisis de laboratorio

Las características granulométricas de las muestras se determinaron por tamizado según el método detallado en Suguio (1973). Se utilizó la escala granulométrica de Wentworth con los correspondientes valores de phi (Φ) y los parámetros estadísticos se calcularon según Folk & Ward (1957).

La Materia Orgánica Total (MOT) se determinó de acuerdo con el procedimiento detallado en Byers *et al.* (1978), en el mismo se pesa aproximadamente 1 g de sedimento húmedo, se seca por 48 hs a 60 °C y luego calcina a 450 °C durante 4 hs.

Para la determinación de NT y PT, se utilizó el método de Valderrama (1981) adaptado para sedimentos, procedimiento detallado en Arocena & Conde (2004). El mismo consiste en una digestión previa de la muestra mediante una solución oxidante, esta reacción requiere de altas temperaturas y medio ácido para asegurar una oxidación total. Posteriormente se cuantificó mediante los métodos colorimétricos de azul de molibdeno y salicilato de sodio para fósforo y nitrógeno respectivamente. Se cuantificó utilizando un espectrofotómetro UV/Vis Beckman DU 650.

Se determinó el contenido de clorofila *a* y feopigmentos de los sedimentos superficiales según la metodología de Strickland & Parsons (1968). El mismo consiste en pesar aproximadamente 1g de sedimento y almacenarlo en recipientes que eviten el ingreso de la luz; posteriormente se extrae la clorofila *a* con acetona 100% durante 24 hs a 4 °C, se centrifugan las muestras durante 3 minutos a 3000 rpm y las absorbancias se determinan en un espectrofotómetro UV/Vis Beckman DU 650. Para cuantificar los pigmentos fotosintéticos se utilizó la ecuación de Lorenzen (1967) modificada por Sünback (1983). Con los valores obtenidos, se calculó el índice clorofila *a* / (clorofila *a* + feopigmentos).

Para realizar una aproximación del estado trófico del área se utilizó la clasificación propuesta por Håkanson (1984). Este autor utiliza el indicador *Bio Production Number* (BPN), el cual se calcula en base a las concentraciones de nitrógeno total y materia orgánica en los sedimentos. El autor se basa en el supuesto de la existencia de una buena correlación positiva entre las dos variables, y establece que cuando el contenido orgánico es mayor a 20%, la relación NT-MOT no puede ser utilizada para aproximar el estado trófico. En el presente estudio se evaluó el estado trófico de las estaciones en base a los rangos de BPN utilizados en Håkanson (1984) quien determinó el índice como la pendiente de la línea de regresión entre NT y MOT. Para el presente estudio se utilizó:

$$\text{BPN} = \text{NT}(\%)/\text{MOT}(\%)*100$$

Siendo los rangos para determinar el estado trófico:

BPN = 0,33 (límite entre oligotrófico y mesotrófico),

BPN = 0,45 (límite entre mesotrófico y eutrófico),

BPN = 0,65 (límite entre eutrófico e hipertrófico).

Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el programa PAST versión 2.16. Para establecer diferencias significativas entre las variables se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (K-W), ya que los datos no se ajustaron a una distribución normal. . Para establecer la asociación entre variables se determinó el coeficiente de correlación de Spearman. Para ambos casos se trabajó a un nivel de significancia del 0,05.

Resultados

Columna de agua

El valor promedio de la temperatura del agua en las estaciones fue $10,5 \pm 0,4$ °C en la superficie y $10,5 \pm 0,3$ °C en el fondo. Considerando todas las estaciones y las diferentes profundidades, se observó un coeficiente de variación (CV) de 3,7%, lo que evidencia un comportamiento homogéneo en términos de variación vertical y horizontal de la temperatura.

La salinidad mostró un incremento de oeste a este en la zona de muestreo. El valor mínimo de salinidad fue 0,1 y se encontró en las estaciones de la zona oeste, L8 hasta Punta Yeguas, mientras que el máximo registrado fue 7,2 en la estación L11 (Figura 2).

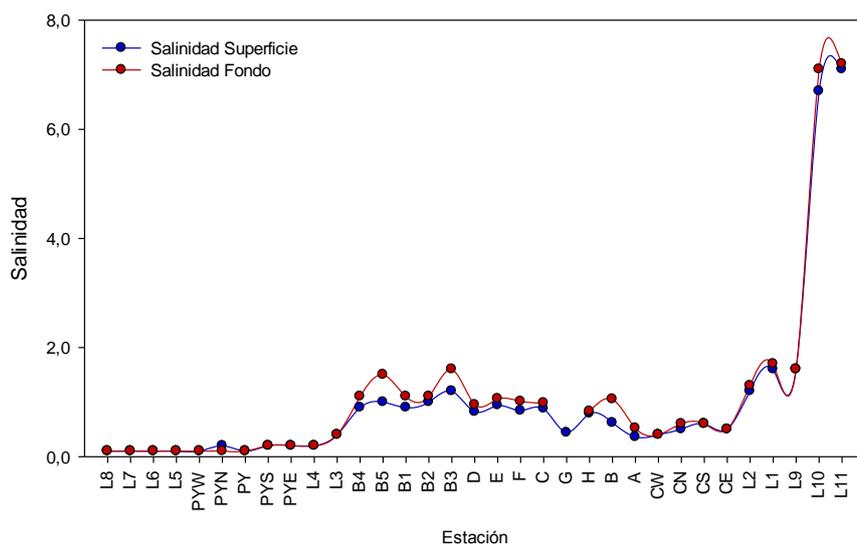


Figura 2. Salinidad registrada en las estaciones de muestreo en julio 2010 distribuida de oeste a este.

Se observó un comportamiento muy similar entre los valores de salinidad de superficie y fondo, con un coeficiente de correlación de 0,997. Sin embargo, al aplicar el test K-W en las 3 zonas del área costera metropolitana, se evidenciaron diferencias significativas en las estaciones de la Bahía de Montevideo ($p < 0,05$) indicando un mayor tiempo de residencia del agua dentro de la Bahía.

Los valores de oxígeno disuelto mostraron una variación entre 6,5 y 16,7 mg L⁻¹ (Figura 3), encontrándose los máximos y mínimos en la zona de la Bahía de Montevideo.

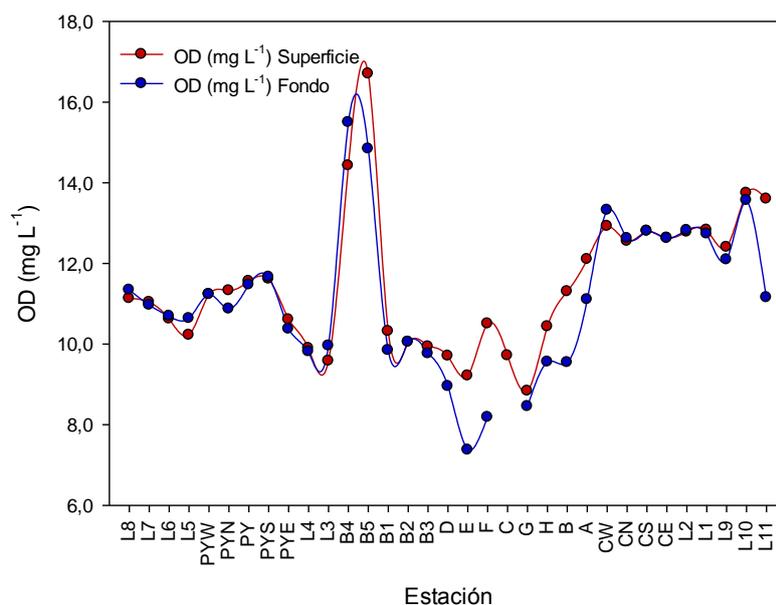


Figura 3. Concentraciones de oxígeno disuelto en superficie y fondo registrados en las estaciones de muestreo en julio 2010 distribuidos de oeste a este.

Sedimentos superficiales

Granulometría

La fracción correspondiente a los sedimentos finos (limo y arcilla) mostró predominancia en todas las estaciones de muestreo, con un valor promedio de $95,8 \pm 4,4\%$, seguido por arena con un promedio de $4,2 \pm 4,4\%$. La estación con mayor representación de arenas fue L7, ubicada en la zona oeste, con $25,4\%$ (Figura 4).

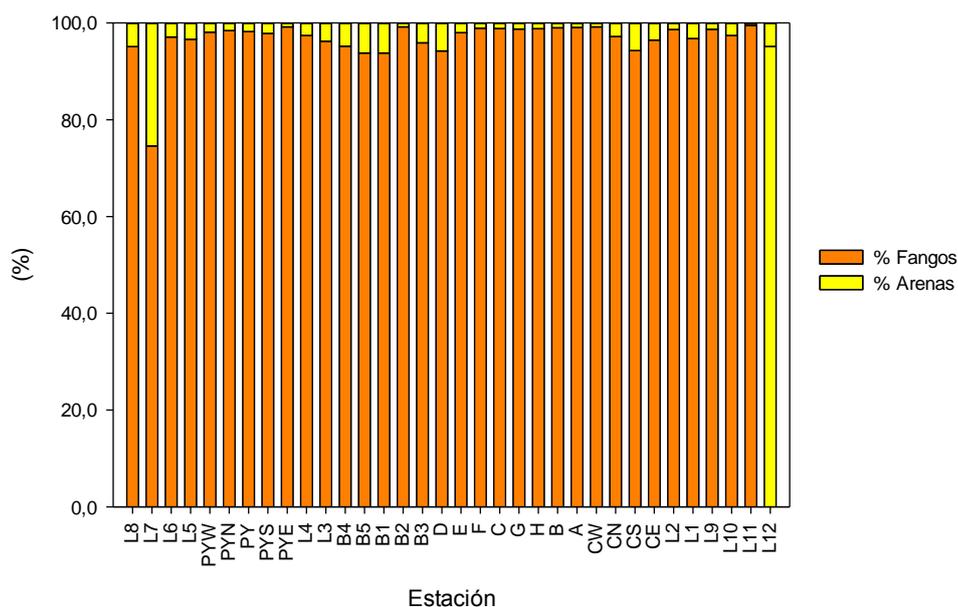


Figura 4. Porcentaje de fangos (limo + arcilla) y arenas en las estaciones de muestreo de de la zona costera metropolitana en julio 2010 distribuido de oeste a este.

Clorofila *a* y feopigmentos

Los valores de clorofila *a* mostraron un promedio de $4,8 \pm 0,5 \mu\text{g gss}^{-1}$ y los feopigmentos de $17,2 \pm 2,0 \mu\text{g gss}^{-1}$. Para clorofila *a*, el mínimo se encontró en la estación norte de Punta Carretas (CN) ($1,3 \pm 1,1 \mu\text{g gss}^{-1}$) y el máximo se registró en la estación E del puerto de Montevideo ($9,41 \pm 1,1 \mu\text{g gss}^{-1}$) (Figura 5). El menor valor de feopigmentos se registró en la estación L8 ($4,0 \pm 0,2 \mu\text{g gss}^{-1}$), mientras que el mayor valor registrado ($37,1 \pm 4,6 \mu\text{g gss}^{-1}$), al igual que para clorofila *a*, se encontró en la estación E del Puerto de Montevideo.

La relación clorofila *a* / (clorofila *a* + feopigmentos) fue menor a 1 en todas las estaciones analizadas.

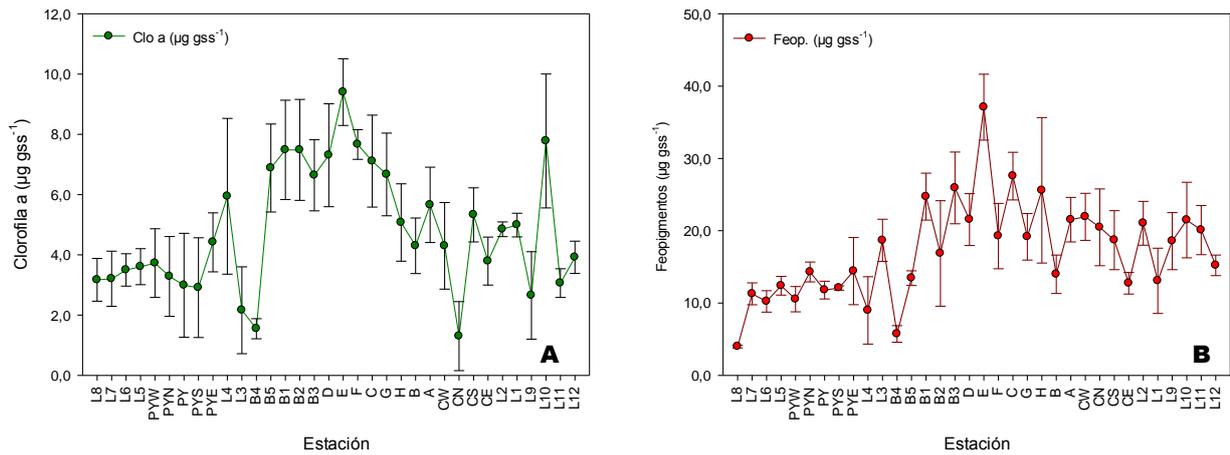


Figura 5. Concentración promedio (\pm SD) de clorofila *a* ($\mu\text{g gss}^{-1}$) (A) y feopigmentos ($\mu\text{g gss}^{-1}$) (B) en la zona costera metropolitana en julio 2010 distribuidos de oeste a este.

Considerando la distribución de clorofila *a* y feopigmentos en las 3 zonas del área costera metropolitana, las mayores concentraciones se observaron en la Bahía de Montevideo (Figura 6). De acuerdo con los resultados del test K-W, la clorofila *a* mostró diferencias significativas ($p < 0,05$) entre la Bahía de Montevideo y las zonas adyacentes (ZO-BM $p = 0,001$ y ZE-BM $p = 0,01$). En cambio, los resultados del test K-W para feopigmentos mostraron diferencias significativas entre la zona oeste y las otras dos zonas (ZO-BM $p = 0,002$ y ZO-ZE $p = 0,001$)

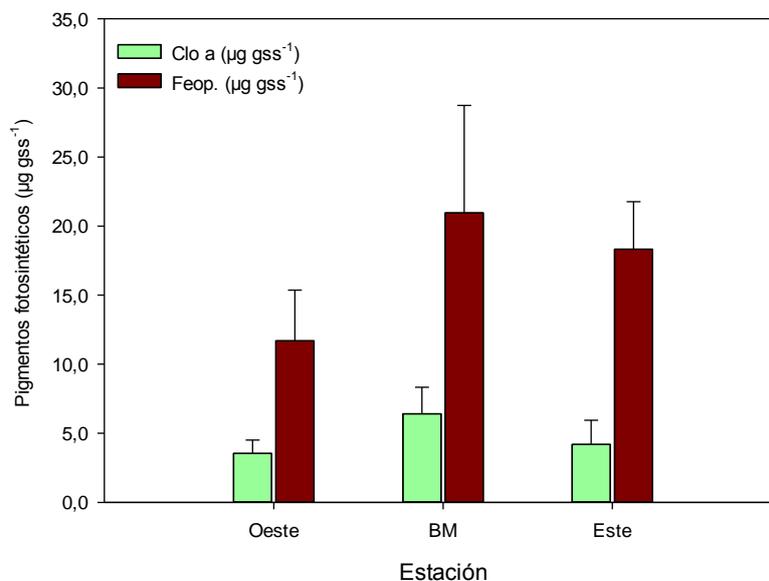


Figura 6. Concentración promedio de clorofila *a* y feopigmentos ($\mu\text{g gss}^{-1}$) (\pm SD), en las tres zonas del área costera metropolitana durante julio 2010.

MOT

El porcentaje de MOT mostró un promedio de $8,9 \pm 1,9\%$ en toda el área de estudio. El valor mínimo ($3,8 \pm 0,2\%$) fue registrado en la estación L8 ubicado en Playa Pascual, y el máximo dentro de la Bahía de Montevideo ($12,7 \pm 1,9\%$) en la estación B2 (Figura 7A). El resultado del test K-W, mostró diferencias significativas entre la Bahía de Montevideo y las zonas adyacentes (BM–ZE $p = 0,03$ y BM–ZO $p = 0,001$) (Figura 7B).

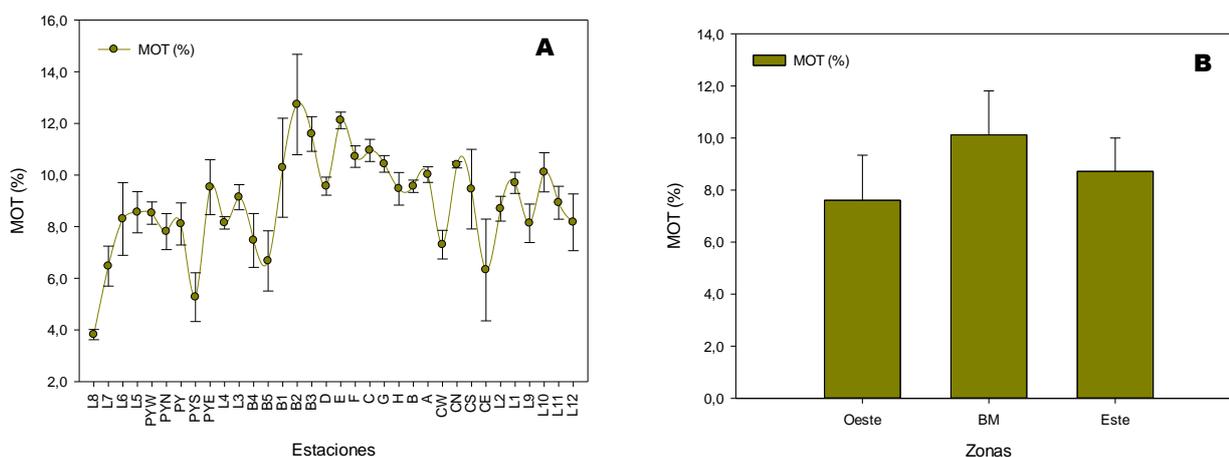


Figura 7. Promedios de MOT (%) (\pm SD) distribuida de oeste a este (A) y su concentración promedio (\pm SD) en las tres zonas del área costera metropolitana (B) en julio 2010

Nutrientes

Ambos nutrientes (NT y PT) presentaron los valores mínimos en la zona este, y los máximos en la zona de la Bahía de Montevideo. El mínimo registrado para NT fue $92,9 \mu\text{g gss}^{-1}$ en la estación Norte de Punta Carretas, y para PT el menor valor ($141,8 \mu\text{g gss}^{-1}$), fue registrado en la estación L11. Considerando NT, el máximo registrado corresponde a la estación H ubicada en el puerto de Montevideo ($1387,3 \mu\text{g gss}^{-1}$), mientras que para PT, el valor más alto ($1106,1 \mu\text{g gss}^{-1}$) se encontró en la estación B2 ubicada en la zona interna de la Bahía de Montevideo, frente a la Central Térmica Batlle (Figura 8A).

Para ambos nutrientes (al igual que para pigmentos fotosintéticos), se observó que de las 3 zonas consideradas en el área costera metropolitana, la Bahía de Montevideo exhibió las mayores concentraciones (Figura 8B).

Tanto para PT como para NT, el resultado del test K-W mostró diferencias significativas entre las 3 zonas del área costera metropolitana (NT: ZE-ZO p = 0,001, BM-ZO p = 0,001, BM-ZE p = 0,0001 y PT: ZE-ZO p = 0,005, BM-ZO p = 0,02 y BM-ZE p = 0,0001)

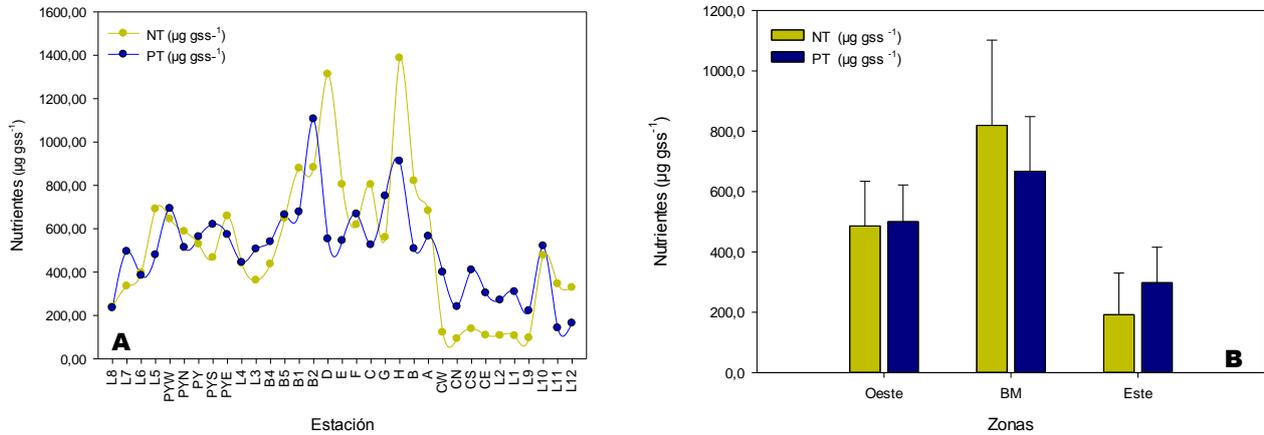


Figura 8. NT y PT ($\mu\text{g gss}^{-1}$) distribuidos de oeste a este (A) y concentración promedio de nutrientes ($\mu\text{g gss}^{-1}$) ($\pm\text{SD}$) en las tres zonas del área costera metropolitana (B) para julio 2010.

Bio Production Number (BPN)

Previo al cálculo del indicador, se verificó que todas las estaciones cumplieran con la condición de exhibir porcentajes de MOT menor al 20% (Figura 7A) y con el supuesto del índice de la presencia de una correlación positiva entre NT(%) y MOT (%). Todas las estaciones de muestreo presentaron un porcentaje de MOT menor al 20% (Figura 7A). Sin embargo, no todas las zonas cumplen con el supuesto del índice ya que la zona este presentó una correlación positiva, pero no significativa (95%) entre NT y MOT (Tabla 1).

Tabla 1. Coeficiente de correlación de Spearman significativo al 95% (**) entre NT(%) y MOT(%) en las 3 zonas definidas del área costera metropolitana en julio 2010. Entre paréntesis se indican las estaciones consideradas (n) por zona.

| Zona | Coef. Corr. |
|-------------------|--------------|
| Oeste (11) | 0,572** |
| BM (9) | 0,690** |
| Este (10) | 0,247 |

Según los valores umbrales de BPN propuestos por Håkanson (1984) la zona oeste se clasificó como eutrófica-hipertrófica, siendo las estaciones de Punta Yeguas y L5 clasificadas como hipertróficas. La Bahía de Montevideo fue en su mayoría hipertrófica, con excepción de las estaciones B4, F y G que

fueron clasificadas como eutróficas (Figura 9). La clasificación para la zona este (oligotrófica-mesotrófica) no se considera confiable, ya que la misma no cumple con el supuesto del indicador (Tabla 1).

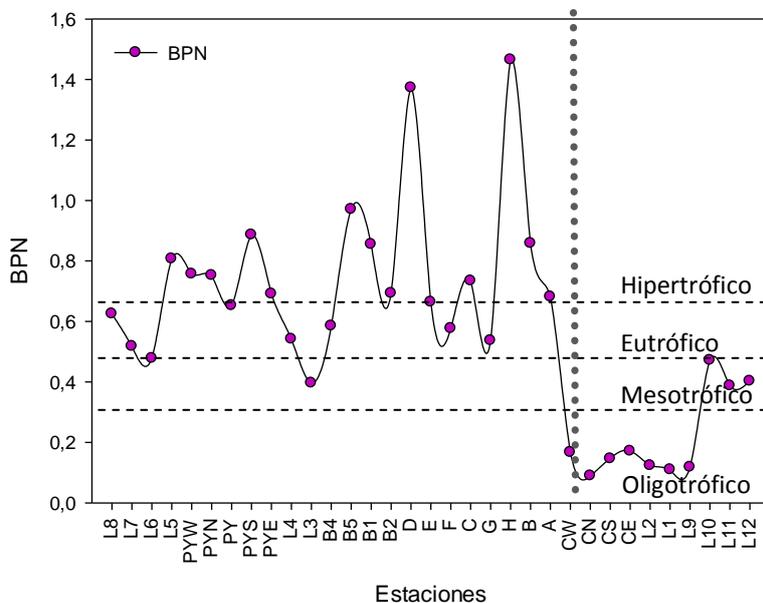


Figura 9. Indicador BPN para la zona costera metropolitana en julio 2010.

Análisis estadísticos

Se calculó el coeficiente de correlación de Spearman entre las variables fisicoquímicas estudiadas en la columna de agua y las determinadas en los sedimentos superficiales, considerando un nivel de significancia del 95% (Tabla 2). No se encontraron asociaciones significativas entre temperatura y salinidad con respecto a las variables determinadas en los sedimentos superficiales. Sin embargo NT, PT, clorofila *a* y MOT presentaron correlaciones significativas positivas entre si y una correlación negativa con el oxígeno disuelto en el fondo de la columna de agua.

Tabla 2. Coeficientes de correlación de Spearman entre las variables de la columna de agua y los sedimentos superficiales de la zona costera metropolitana en julio 2010. Considerando un n=33. Se indican con asterisco (**) las correlaciones significativas al 95%.

| | Temp (°C) | | Salinidad | | OD (mg L ⁻¹) | | NT (µg gss ⁻¹) | PT (µg gss ⁻¹) | Clo a (µg gss ⁻¹) | Feop. (µg gss ⁻¹) | Clo a / (Clo a + Feo) | MOT (%) | Fangos (%) |
|-------------------------------|-----------|-------|-----------|--------|--------------------------|---------|-------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|--------------------------|------------|---------------|
| | Sup. | Fdo. | Sup. | Fdo. | Sup. | Fdo. | | | | | | | |
| NT (µg gss ⁻¹) | -0,40** | -0,29 | -0,02 | -0,03 | -0,54 | -0,65** | 1 | | | | | | |
| PT (µg gss ⁻¹) | -0,39** | -0,27 | 0,04 | -0,05 | -0,35 | -0,38** | 0,78** | 1 | | | | | |
| Clo a (µg gss ⁻¹) | -0,45** | 0,30 | 0,39 | 0,39** | -0,27 | -0,36** | 0,55** | 0,47** | 1 | | | | |
| Feop (µg gss ⁻¹) | -0,47 | -0,41 | 0,56 | 0,53 | -0,13 | -0,26 | 0,28 | 0,17 | 0,53 | 1 | | | |
| Clo a / (Clo a + Feop) | -0,01 | 0,10 | -0,09 | -0,05 | -0,13 | -0,10 | 0,28 | 0,29 | -0,38 | -0,20 | 1 | | |
| MOT (%) | -0,49 | -0,52 | 0,48 | 0,49 | -0,35 | -0,47** | 0,45** | 0,35** | 0,61** | 0,66** | 0,09 | 1 | |
| % Fangos | -0,09 | -0,29 | 0,10 | 0,09 | 0,08 | -0,13 | 0,20 | 0,18 | 0,33 | 0,30 | -0,21 | 0,22 | 1 |
| % Arenas | 0,09 | 0,29 | -0,10 | -0,09 | -0,08 | 0,13 | -0,20 | -0,18 | -0,33 | -0,30 | 0,21 | -0,22 | -1,00 |

Discusión

Los valores de temperatura del agua registrados en la zona costera metropolitana concuerdan con los valores típicos de otoño-invierno reportados por Guerrero *et al.* (1997) y los datos históricos del área de estudio (Muniz *et al.* 2011). Lo mismo ocurre con la predominancia de las fracciones de limo y arcilla en los sedimentos de la zona costera metropolitana, que concuerda con el patrón general determinado en López-Laborde & Nagy (1999). La predominancia de estas fracciones de sedimento es importante, ya que poseen mayor superficie específica y en el caso de las arcillas la superficie está cargada negativamente lo que promueve la atracción iónica. Debido a esto, el sedimento fino es más propenso a adsorber materia orgánica o contaminantes (ANZECC & ARMCANZ 2000).

La distribución de la salinidad encontrada (0,1 - 7,2), no concuerda con los patrones encontrados durante el invierno en el Río de la Plata (Guerrero *et al.* 1997). Este estudio determinó que para la zona de estudio, la salinidad característica de la columna de agua durante el invierno oscila entre 5 y 10 en superficie y 10 y 20 en fondo. De acuerdo con García-Rodríguez *et al.* (en revisión), esta anomalía podría ser producto de los grandes ingresos de agua dulce rica en nutrientes al estuario proveniente de los ríos Uruguay y Paraná, como consecuencia del fenómeno de El Niño 2009-2010 (Figura 10). Este fenómeno genera un incremento en las precipitaciones en la región (Barreiro 2009), ocasionando un aumento en los caudales del Río Uruguay y Paraná. Si bien el caudal máximo del Río de la Plata durante 2009-2011, corresponde a Febrero 2010 (Figura 10), los valores registrados en

Julio 2010 (presente estudio) son superiores al caudal promedio histórico de los últimos 50 años (22,000-25,000 m³ s⁻¹) (Nagy *et al.* 2002).

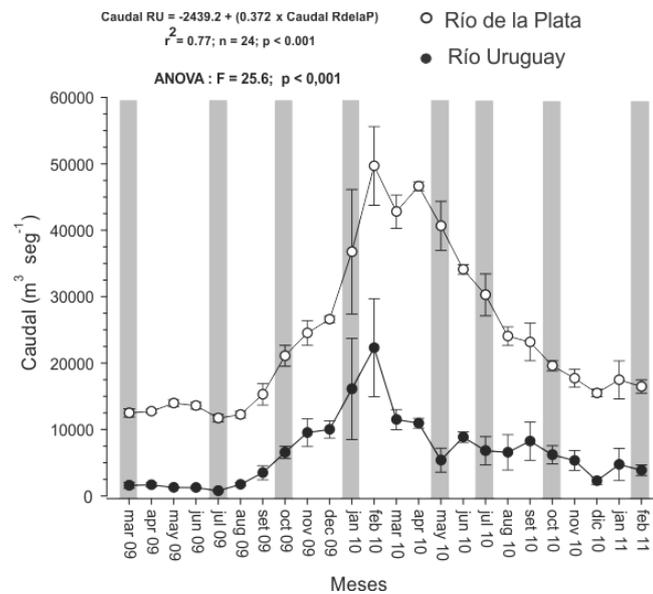


Figura 10. Caudal del Río Uruguay y Río de la Plata (m³ seg⁻¹) en el período de marzo 2009 a febrero 2011. Datos tomados de García-Rodríguez *et al.* (en revisión).

Se considera que valores de oxígeno disuelto menores a 5 mg L⁻¹ son propios de ambientes pocos favorables para la vida de organismos acuáticos (Bricker *et al.* 2003); registros por debajo del nivel óptimo indican que el sistema costero ha sido severamente afectado por el enriquecimiento de nutrientes (EPA 2001), ocasionando efectos adversos en la mayoría de los organismos acuáticos (peces, invertebrados y microorganismos) (Smol 2007). De acuerdo a esto, las zonas oeste y este pueden considerarse durante el presente estudio, como sistemas bien oxigenados. Por otro lado, los valores mínimos y máximos de oxígeno disuelto se observaron en estaciones de la Bahía de Montevideo (puerto de Montevideo y B4) (Figura 3B). Estos resultados pueden atribuirse a elevados aportes de materia orgánica o contaminantes (Smol 2007) y actividad bacteriana asociada (Boon *et al.* 1998). En el presente estudio no se registraron valores de oxígeno disuelto menores a 5 mg L⁻¹, sin embargo la Bahía de Montevideo frecuentemente presenta dichos valores durante estaciones cálidas (García-Rodríguez (en revisión)) ya que producto de las altas temperaturas hay un aumento de la productividad primaria y respiración bacteriana.

El contenido de clorofila *a* en los sedimentos puede ser utilizado como un descriptor del estado trófico y la producción de la mayoría de los sistemas estuarinos (Dell' Anno *et al.* 2002). De acuerdo con los valores registrados en García-Rodríguez *et al.* (en revisión), la concentración de pigmentos fotosintéticos en el invierno de 2009 fue menor a la registrada en el presente estudio. Esta variación podría deberse al aumento del caudal del Río de la Plata como consecuencia de El Niño, ejerciendo un efecto considerable sobre el estado trófico del sedimento, debido a la entrada de agua dulce rica en nutrientes (García Rodríguez *et al.* (en revisión)) y no al impacto antrópico.

La razón clorofila *a* / (clorofila *a* + feopigmentos) fue baja (< 0,5) en todas las estaciones de muestreo, lo que indica la prevalencia de detritus en el sedimento (Venturini *et al.* 2012). De acuerdo con Dell'Anno *et al.* (2002), esto podría ser producto de la contaminación, turbidez o baja intensidad de luz que afectan la productividad primaria, resultado que concuerda con diversos estudios para la zona (Venturini *et al.* 2012, García-Rodríguez *et al.* 2011 y Muniz *et al.* 2011). Los mencionados estudios clasifican a la Bahía de Montevideo como hipertrófica y la zona costera adyacente como eutrófica. En este sentido, el estudio de Muniz *et al.* (2011) concluye que la alta concentración de feopigmentos, registrada en la Bahía de Montevideo podría estar relacionada al ingreso de aguas residuales de áreas urbanas e industrias cercanas, que fluyen directamente hacia la bahía sin tratamiento previo (Muniz *et al.* 2011).

Los altos porcentajes de materia orgánica total observados en el área de estudio son similares a los reportados en otras zonas urbanas e industriales de otras regiones (Dell'Anno *et al.* 2002). Los valores de materia orgánica obtenidos en el presente estudio, fueron más altos que los observados en García-Rodríguez *et al.* (2011) para esta misma área durante invierno de 2007. Estos resultados indicarían un enriquecimiento orgánico de la costa de Montevideo, y la existencia de variaciones interanuales de estado trófico como efectos del evento de El Niño 2009-2010.

La concentración de nutrientes encontrada durante el presente estudio en los sedimentos de las zonas oeste y BM es similar a lo reportado para otros estuarios impactados (Birch *et al.* 1999, Kilminster 2010). Por otro lado, la concentración de nutrientes en los sedimentos superficiales de la Zona Este es comparable a la encontrada por Rodríguez Gallego (2008) en otros sistemas costeros con menores impactos de la costa uruguaya (Laguna José Ignacio, Laguna de Castillos, Laguna Garzón y Laguna de Rocha) (Figura 11). De acuerdo a los valores de PT y clorofila *a*, registrados en la columna

de agua de las lagunas de Rocha por Rodríguez-Gallego (2008), y utilizando la clasificación propuesta por Vollenweider & Kerekes (1982), las lagunas de Castillo y Rocha se clasifican como mesotróficas-eutróficas y las de José Ignacio y Garzón como mesotróficas.

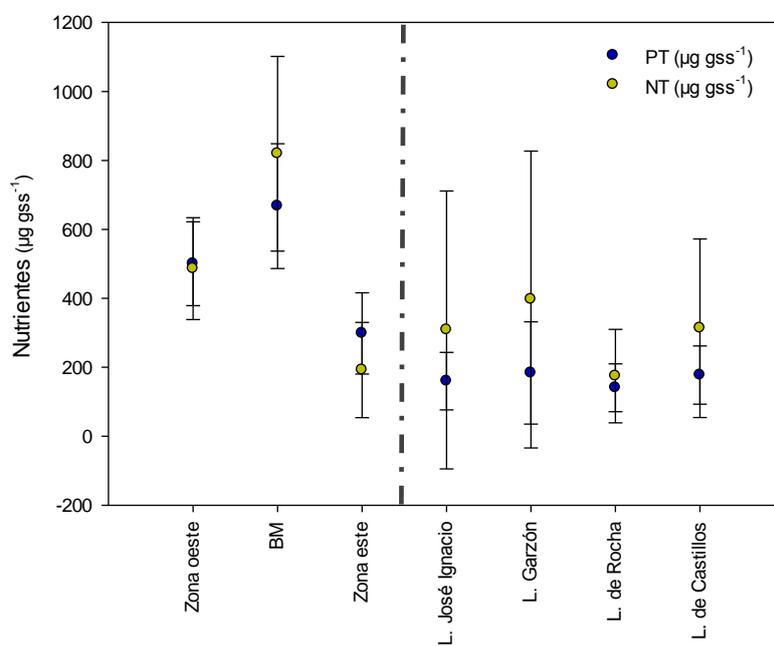


Figura 11. Concentración promedio de PT y NT ($\mu\text{g gss}^{-1}$) ($\pm\text{SD}$) en las tres zonas del área costera metropolitana y lagunas costeras del departamento de Rocha (valores tomados de Rodríguez-Gallego 2008).

El BPN es un indicador creado para lagos, donde las condiciones son muy diferentes a las costeras (Howarth & Marino 2006), sin embargo, puede desarrollarse en poco tiempo y resultó adecuado en humedales y lagos poco profundos, mostrando una gran variabilidad temporal (de Vicente *et al.* 2010). Este índice se basa en una fuerte correlación entre nitrógeno total y materia orgánica, condición ya establecida para lagos (Håkanson 1984), y que no se cumplió en la zona este del área de estudio durante julio 2010. Sin embargo, se obtuvieron resultados coherentes en las estaciones donde NT y MOT presentaron buenas correlaciones ($> 0,7$). En las zonas donde se cumplen los supuestos para la utilización del BPN, la clasificación de las diferentes zonas del área costera metropolitana inferidas en el presente estudio, coinciden con las realizadas por Venturini *et al.* (2012), García-Rodríguez (2011) y Muniz *et al.* (2011) (Tabla 3). Estos resultados sugieren la necesidad de explorar el uso de este índice en futuras evaluaciones del estado trófico de la zona costera de Montevideo considerando mayores escalas temporales.

Tabla 3. Clasificación trófica de la zona costera metropolitana basada en el análisis de los sedimentos superficiales realizada en diferentes estudios

| | Variables analizadas | Clasificación |
|-------------------------------------|--------------------------------------|----------------------------|
| Presente estudio | MOT | ZE Eutrófica |
| | NT | BM Hipertrófica |
| | PT | ZO Mesotrófica – Eutrófica |
| | Clo. <i>a</i> y Feop. BPN | |
| Venturini <i>et al.</i> 2012 | Composición M.O. | ZE Eutrófica |
| | (Carbohidratos, Lípidos y Proteínas) | BM Hipertrófica |
| | | ZO Eutrófica |
| García-Rodríguez <i>et al.</i> 2011 | Diatomeas | ZE Eutrófica |
| | Proteínas | BM Hipertrófica |
| | Carbohidratos | ZO Eutrófica |
| | Clo. <i>a</i> y Feop. | |
| Muniz <i>et al.</i> 2011 | Composición M.O. | ZE Mesotrófica – Eutrófica |
| | Clo. <i>a</i> y Feop. | BM Hipertrófica |
| | Diatomeas | ZO Mesotrófica – Eutrófica |
| | Metales pesados | |
| | Estr. Com. Macrofauna | |
| | AMBI | |

Considerando que MOT, NT, PT y clorofila *a* fueron las variables que mejor correlacionaron entre sí y a su vez con el oxígeno disuelto en el fondo de la columna de agua, se puede inferir que son las variables que mejor reflejaron la calidad ambiental de la zona costera metropolitana en el presente estudio. En base a los valores encontrados para dichas variables en julio 2010, la zona oeste se puede clasificar como eutrófica, la Bahía de Montevideo como hipertrófica y la zona este como mesotrófica-eutrófica.

Consideraciones finales

Hasta el momento, no se han establecido valores de concentración de nutrientes totales en sedimento que permitan inferir el estado trófico de los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, este estudio refleja que el contenido de nutrientes en los sedimentos puede ser utilizado para evaluar temporalmente el proceso de eutrofización en dichos sistemas. Se recomienda profundizar las investigaciones en esta área para evaluar su aplicabilidad como indicadores de estado trófico en los ambientes bentónicos.

Debido a las limitaciones encontradas para el uso del índice BPN, el mismo debería ser utilizado con precaución en la zona costera metropolitana. Próximamente se comenzará la construcción de un emisario submarino de saneamiento en la zona oeste. En esta zona el indicador logró una buena aproximación del estado trófico del sistema, por lo que podría ser factible utilizarlo como herramienta de monitoreo.

Dada la ausencia de indicadores que consideren las variables analizadas en los sedimentos superficiales y que el BPN no clasificó de forma eficiente todas las zonas del estuario, se evidencia la necesidad de encontrar o crear un indicador donde se considere la gran dinámica de un estuario.

Bibliografía

ANZECC & ARMCANZ (Australian and New Zealand Environment Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand). 2000. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality National Water Quality Management Strategy. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia & New Zealand, Canberra.

AROCENA, R. & CONDE, D. 2004. Métodos en Ecología de Aguas Continentales. Con ejemplos en Limnología en Uruguay. Facultad de Ciencias, Montevideo. 233pp.

BARREIRO, M. 2009. Influence of ENSO and the South Atlantic Ocean on climate predictability over Southeastern South America. *Climate Dynamics*, DOI 10.1007/s00382-009-0666-9.

BIRCH, G.F., EYRE, B., TAYLOR, S.E. 1999. The Distribution of Nutrients in Bottom Sediments of Port Jackson (Sydney Harbor), Australia. *Marine Pollution Bulletin* 38, 1247-1251.

BOON, A.R., DUINEVELD, G.C.A., BERGHUIS, E.M., VAN DER WEELE, J.A. 1998. Relationships between benthic activity and the annual phytopigment cycle in near-bottom water and sediments in the southern North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46, 1–13.

BRICKER, S.B., FERREIRA, J.G., SIMAS, T. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling* 169, 39–60.

BRUGNOLI, E., MUNIZ, P., VENTURINI, N. & BURONE, L. 2007. Environmental Perturbation and Coastal Benthic Biodiversity in Uruguay. In I. C. Willis. Ed. *Progress in Environmental Research*. Nova Publishers, 75-126.

BURONE, L., MUNIZ, P., PIRES-VANIN, A.M.S., RODRIGUES, M. 2003. Spatial distribution of organic matter in the surface sediments of Ubatuba Bay (Southeastern-Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 75, 77-90.

BYERS, S. C., MILLS, E. L. & SEWART, P.L. 1978. A comparison of methods to determining organic carbon in marine sediments, with suggestion for a standard method. *Hydrobiology* 58, 37-43.

CLARKE, A. L., WECKSTRÖM, K., CONLEY, D.J., ANDERSON, N.J., ADSER, F., ANDRÉN, E., DE JONGE, V.N., ELLEGAARD, M., JUGGINS, S., KAUPPILA, P., KORHOLA, A., REUSS, N., TELFORD, R.J., VAALGAMAA, S. 2006. Long-term trends in eutrophication and nutrients in the coastal zone. *Limnology and Oceanography* 51, 385-397.

DELL'ANNO, A., MEI, M. L., PUSCEDDU, A., DANOVARO, R. 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin* 44, 611-622.

DE VICENTE, I., GUERRERO, F., CRUZ-PIZARRO, L. 2010. Chemical composition of wetland sediments as an integrator of trophic state. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 13, 99–103,

DINAMA & MVOTMA. 2009. Primer Informe Ambiental Anual. Dirección Nacional de Medio Ambiente. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Uruguay.

EPA . 2001. Nutrient criteria technical guidance manual: estuarine and coastal marine waters. United States Environmental Protection Agency, Office of Water.

FELIP, M. & CATALAN, J. 2000. The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima. *Journal of Plankton Research* 22, 91–105.

FOLK, R.L. & WARD, W.C. 1957. Brazos River bar: a study of the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology* 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., DEL PUERTO, L., VENTURINI, N., PITA, A.L., BRUGNOLI, E., BURONE, L., MUNIZ, P. 2011. Diatoms, protein and carbohydrate sediment content as proxies for coastal eutrophication in Montevideo, Rio de la Plata Estuary, Uruguay. *Brazilian Journal of Oceanography* 59, 293-310.

GARCÍA-RODRÍGUEZ, F., BRUGNOLI, E., MUNIZ, P., VENTURINI, N., BURONE, L., HUTTON, M., RODRÍGUEZ, M., PITA, A., KANDRATAVICIUS, N., PÉREZ, L., VEROCAI, J. (En revisión). Warm phase ENSO events moderate the continental freshwater input and the trophic state of estuarine sediments: an example from a large South American estuary.

GUERRERO, R.A., ACHA, E.M., FRAMIÑAN, M.B., LASTA, C.A. 1997. Physical oceanography of the Rio de la Plata estuary, Argentina. *Continental Shelf Research* 17, 727-742.

HÅKANSON, L. 1984. On the relationship between lake trophic level and lake sediments. *Water Research* 18, 303–314.

HOWARTH R.W., & MARINO, R. 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography* 51, 364–376.

KILMINSTER, K.L. 2010. Sediment quality in three south-western Australian estuaries, Water Science technical series, Report no. 18, Department of Water, Western Australia.

LEE, J. 2006. Impact of urbanization on coastal wetlands. A case study of Coombabah Lake, South-east Queensland. Cooperative Research Centre for Coastal Zone, Estuary & Waterway Management. Technical Report 54.

LÓPEZ LABORDE, J.L. & NAGY, G. J. 1999. Hydrography and sediment transport characteristics of the Río de la Plata: a review. In: Perillo, M. E., Piccolo, M. C., and Pino-Quivira, M. (Eds.), *Estuaries of South America, their geomorphology and dynamics*. Springer, Berlin 133–157.

LORENZEN, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12, 343–346.

MUNIZ, P., VENTURINI, N., MARTINEZ, A. 2002. Physico-chemical characteristics and pollutants of the benthic environment in the Montevideo coastal zone, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin* 44, 962–968.

MUNIZ, P., VENTURINI, N., PIRES-VANIN, A., TOMASSI, L.R., BROJA, A. 2005. Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin* 50, 624-637.

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: Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F. & Conde, D. (Eds.), *Bases para la conservación y el Manejo de la costa uruguaya*. Vida Silvestre, 467-476.

MUNIZ, P., VENTURINI, N., HUTTON, M., KANDRATAVICIUS, N., PITA, A., BRUGNOLI, E., BURONE, L., GARCÍA-RODRÍGUEZ, F. 2011. 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.

NAGY, G.J., GÓMEZ-ERACHE, M., PERDOMO, A.C. 2002. Río de la Plata En: *The Encyclopedia of Global Environmental Change* (Munn T, Chief Ed.), *Water Resources* (Douglas I, Ed), John Wiley & Sons, New York-London, 723-726.

RODRÍGUEZ- GALLEGO, L. 2008. Trophic state evaluation of four coastal lagoons of Uruguay: land-use optimization to minimize the eutrophication process. MAB, UNESCO.

SCHINDLER, D. W. 2006. Recent Advances in the Understanding and Management of eutrophication. *Limnology and Oceanography* 51, 356-363.

SMITH, S.V., SWANEY, D. P., TALAUE-MCMANUS, L., BARTLEY, J. D., SANDHEI, P. T., MCLAUGHLIN, C. J., DUPRA, V. C., CROSSLAND, C. J., BUDDEMEIER, R. W., MAXWELL, B. A., AND WULFF, F. 2003. Humans, hydrology, and the distribution of inorganic nutrient loading to the ocean. *Bioscience* 53, 235–245.

SMITH, V.H., JOYE, S.B. & HOWARTH, R.W. 2006. Eutrophication of freshwater and marine ecosystem. *Limnology and Oceanography* 51, 351–355.

SMOL, J. 2007. Marine sediments tell it like it was. *Proceedings of the National Academy of Sciences PNAS* 104, 17563–17564.

SMOL, P.J. 2008. *Pollution of lakes and rivers, a paleoenvironmental perspective*, second edition. Editorial Blackwell. 383 pp.

STRICKLAND, J.D.H. & PARSONS, T.R. 1968. A manual for analysis sea water. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 191.

SÜNBACK, K. 1983. *Microphytobenthos on sand in shallow brackish water, Öresund Sweden. Primary production, chlorophyll a content and species composition (Diatoms) in relation to some ecological factors. Doctoral Thesis. Department of Systematic Botany, University of Lund, Sweden. LUNDS/(NBBS-1006), 209 pp.*

SUGUIO, K. 1973. *Introdução a Sedimentologia*. Edgard Blucher, EDUSP, São Paulo. 317pp.

UNDERWOOD, G.J.C. 2010. Microphytobenthos and phytoplankton in the Severn estuary, U.K.: present situation and possible consequences of a tidal energy barrage. *Marine Pollution Bulletin* 61, 83-91.

VALDERRAMA, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total N and total P in natural Waters. *Marine Chemistry* 10, 109-122.

VENTURINI, N., PITA, A.L, BRUGNOLI, E., GARCIA-RODRIGUEZ, F., BURONE, L., KANDRATAVICIUS, N., HUTTON, M., MUNIZ, P. 2012. Benthic trophic status of sediments in a metropolitan area (Rio de la Plata estuary): Linkages with natural and human pressures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 112 139-152.

VOLLENWEIDER, R.A. & KEREKES, J. 1982. Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. Final report. OECD Cooperative program on monitoring of inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD Paris. 154 pp.