

Procesos Químicos en Estuarios

Jorge Marcovecchio & Rubén Hugo Freije
[Compiladores]

Universidad Nacional del Sur (UNS)

Laboratorio de Química Ambiental - Depto.de Química - Argentina

Universidad Tecnológica Nacional - Facultad Regional Bahía Blanca
[UTN-FRBB] - Argentina

Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) - México

Environmental Institute of Scientific Networks [EISN] - Haren/Ems, Alemania

Instituto Argentino de Oceanografía [IADO] - CONICET – UNS

Laboratorio de Oceanografía Química – Argentina

ISBN: 978-987-1896-16-5



2013

Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional – edUTecNe

<http://www.edutecne.utn.edu.ar>

edutecne@utn.edu.ar

© [Copyright] La Editorial de la U.T.N. recuerda que las obras publicadas en su sitio web son *de libre acceso para fines académicos y como un medio de difundir el conocimiento generado por autores universitarios*, pero que los mismos y edUTecNe se reservan el derecho de autoría a todos los fines que correspondan.

Listado de autores

Jorge E. Marcovecchio

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Alfonso Vázquez Botello

Lab. de Contaminación Marina
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL)
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Col. Coyoacán, México D.F., México

Gerardo M.E. Perillo

Área de Oceanografía Geológica
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

María Julia Piován

Área de Oceanografía Biológica
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Vanesa L. Negrin

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Sandra E. Botté

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Rubén Hugo Freije

Departamento de Química
Universidad Nacional del Sur (UNS)
Av. Alem 1257
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Diana G. Cuadrado

Área de Oceanografía Geológica
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Paula D. Pratolongo

Área de Oceanografía Biológica
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Georgina Zapperi

Área de Oceanografía Biológica
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Gabriela L. González Trilla

LETyE Laboratorio de Ecología, Teledetección y
Ecoinformática
3iA Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental
Universidad Nacional de San Martín
Peatonal Belgrano 3563, piso 1, San Martín,
Pcia. de Buenos Aires, Argentina

Silvia G. De Marco

Departamento de Biología
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales,
Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP),
Dean Funes 3350, 3º piso,
7600 Mar del Plata, Argentina.

Jerónimo Pan

Departamento de Ciencias Marinas
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales,
Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP),
Dean Funes 3350, 3º piso,
7600 Mar del Plata, Argentina.

Sergio M. Bazzini

CONICET
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales,
Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP),
Dean Funes 3350, 3º piso,
7600 Mar del Plata, Argentina.

Ana María Martínez

Departamento de Química
Universidad Nacional del Sur (UNS)
Av. Alem 1257
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Cecilia A. Popovich

Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia
Universidad Nacional del Sur (UNS)
San Juan 670
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Natalia S. Buzzi

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Pia Simonetti

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Federico Delucchi

Planta Piloto de Ingeniería Química
(PLAPIQUI – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 717.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Micaela Vallina

Departamento de Biología
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales,
Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP),
Dean Funes 3350, 3° piso,
7600 Mar del Plata, Argentina.

Carla V. Spetter

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

John Edison Garzón

Departamento de Química
Universidad Nacional del Sur (UNS)
Av. Alem 1257
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Valeria A. Guinder

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Carla Mazzón

Área de Oceanografía Biológica
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Melisa D. Fernández Severini

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Andrés H. Arias

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Ana Laura Oliva

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Guadalupe Ponce Vélez

Lab. de Contaminación Marina
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL)
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Col. Coyoacán, México D.F., México

María Cintia Piccolo

Área de Meteorología
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Bernd Markert

Environmental Institute of Scientific Networks,
(EISN-Institute).
Fliederweg 17
D-49733 Haren (Ems).
Lower Saxony, Germany.

Simone Wünschmann

Environmental Institute of Scientific Networks,
(EISN-Institute).
Fliederweg 17
D-49733 Haren (Ems).
Lower Saxony, Germany.

Xóchitl Guzmán García

Lab. de Ecotoxicología – Área Producción Acuicola
Departamento de Hidrobiología
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa
Col. Vicentina, Iztapalapa, México D.F., México

Susana Villanueva Fragoso

Lab. de Contaminación Marina
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL)
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Col. Coyoacán, México D.F., México

Marcelo T. Pereyra

Departamento de Química
Universidad Nacional del Sur (UNS)
Av. Alem 1257
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Matías N. Tartara

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

María Ornella Beltrame

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Soledad Diodato

Centro Austral de Investigaciones Científicas y Técnicas
(CADIC – CONICET)
Bernardo Houssay 200
9410 Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

María Victoria Panebianco

Museo Argentino de Ciencias Naturales *Bernardino
Rivadavia* (MACN – CONICET)
Av Angel Gallardo 470
C1405DJR Buenos Aires, Argentina

Oscar A. Amín

Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

Laura I. Comoglio

Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

PRÓLOGO

Este libro que estamos presentando incluye los aporte realizados por distinguidos investigadores especializados en diferentes aspectos de estudios ambientales, particularmente en estuarios y zonas costeras, provenientes de varios países de la región y del mundo (por ej., Argentina, México, Alemania). Los temas tratados varían desde algunos muy básicos hasta otros claramente aplicados y usualmente transferibles para facilitar la gestión y la toma de decisiones en el tipo de ambientes que aquí se consideran.

Esta obra, básicamente dirigida a estudiantes de grado y posgrado de disciplinas ligadas a las Ciencias Naturales y Ambientales, a jóvenes investigadores que se inician en cualquiera de estas líneas, y al público interesado en conocer algunos aspectos particulares de la temática ambiental, tiene sus orígenes en algunas iniciativas docentes de los editores que comenzaron unos cuantos años atrás. En el 2000 ambos propusimos a las Autoridades del Departamento de Química de la Universidad Nacional del Sur (UNS), de Bahía Blanca, el dictado de un curso de posgrado sobre *Procesos Químicos en Estuarios*, básicamente dirigido a los estudiantes de doctorado en Química y en Biología de dicha Universidad. El curso fue muy exitoso, y nuestra sorpresa fue muy grande cuando en ediciones posteriores se inscribieron estudiantes de otras ciudades y Universidades para tomarlo e incluirlo en sus planes de estudios de posgrado. Este curso se sigue dictando actualmente, y continúa siendo tan exitoso como cuando se inició.

A partir de 2004 uno de los editores del libro (JEM) se incorpora como docente a la Facultad Regional Bahía Blanca de la Universidad Tecnológica Nacional (UTN-FRBB). Desde entonces participa del dictado de la materia *Hidrología y Obras Hidráulicas* (de la carrera de Ingeniería Civil, Depto. de Ingeniería Civil), y tiene a su cargo el seminario sobre *Transporte de contaminantes en Medios Acuáticos* (para estudiantes de la Especialización y de la Maestría en Ingeniería Ambiental), ambos de esa Facultad. En ambos cursos se aplican buena parte de los contenidos del libro, y la interacción de JEM con los estudiantes y otros docentes enriqueció significativamente algunos conceptos que se discuten en la obra.

Los editores deseamos agradecer a quienes facilitaron (en realidad “posibilitaron”) que esta obra se materialice, y que pueda hoy ser presentada:

- En primer término a los autores de los capítulos, que son los verdaderos artífices del trabajo, y que con sus conocimientos y espíritu de docentes e investigadores ofrecen una actualización excelente de los temas que tratan. Todos ellos (investigadores de CONICET, de diferentes Universidades y ciudades de nuestro país, de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), y del Environmental Institute of Scientific Networks (EISN – Institute), de Haren/Ems, Alemania) están permanentemente en nuestros corazones.

- A las Autoridades de la UTN / FRBB que apoyaron incondicionalmente este proyecto, y lo propusieron generosamente para que sea publicado a través de la Editorial de la Universidad. Particularmente, el Señor Decano de la Facultad *Dr. Ing. Liberto Ercoli* quien apoyó decididamente la edición de esta obra, así como el Señor Director del Departamento de Ingeniería Civil, *Ing. Eduardo Bambill*, y la Señora Directora de la Especialización y Maestría en Ingeniería Ambiental, *Mg. Ing. Aloma Sartor*, quienes siempre impulsaron generosamente esta iniciativa.
- A todos los colegas (de varios países) que leyeron y sugirieron cambios que ayudaron a optimizar los contenidos de los diferentes capítulos. Nuestro reconocimiento por su esfuerzo!!.
- A todos los integrantes del Lab.de Oceanografía Química del IADO y del Lab.de Química Ambiental del Depto.de Química de la UNS, por todo el trabajo, esfuerzos y calidez humana para acompañarnos en este proyecto.
- Finalmente, pero sin perder la prioridad que se merecen, a nuestras familias que nos aguantaron en todo este tiempo de trabajo.

GRACIAS A TODOS!!! Ojalá lo puedan disfrutar y resulte útil para mucha gente.

Bahía Blanca, marzo de 2013.

Jorge E. Marcovecchio

Rubén Hugo Freije

PROCESOS QUÍMICOS EN ESTUARIOS

Jorge Marcovecchio & Rubén Hugo Freije (eds)

1. Introducción general

Jorge Marcovecchio, Rubén H.Freije, Alfonso Vázquez Botello

PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DE LOS ESTUARIOS

2. Geomorfología y características de los sedimentos estuariales

Diana Cuadrado, Gerardo M.E.Perillo

3. Tipos de estuarios y procesos físicos asociados

Gerardo M.E.Perillo

4. Humedales en los estuarios

Paula Pratolongo, María Julia Piovan, Georgina Zapperi, Vanesa Negrin, Gabriela González Trilla, Sandra Botté

5. La Biodiversidad y su valor en los estuarios

Silvia G.De Marco, Jerónimo Pan, Micaela Vallina, Sergio Bazzini

PROCESOS QUÍMICOS PROPIOS DE LOS ESTUARIOS

6. Comportamiento conservativo y no-conservativo de los constituyentes disueltos durante la mezcla estuarial

Jorge Marcovecchio & Carla V. Spetter

7. Ciclo bio-geoquímico de nutrientes inorgánicos en estuarios

Carla V.Spetter, Rubén H.Freije & Jorge Marcovecchio

8. Ciclo de materia orgánica: producción primaria

Rubén H.Freije, Ana M. Martínez, John E.Garzón

a. El rol del fitoplancton en los procesos biogeoquímicos en estuarios

Cecilia Popovich, Valeria Guinder

b. Producción en las marismas

Vanesa Negrin, Gabriela González Trilla, Sandra Botté, Carla Mazzón

PROCESOS DE CONTAMINACIÓN EN ESTUARIOS

9. Estuarios: ¿ambientes adecuados para realizar estudios de contaminación?

Jorge Marcovecchio, Rubén H.Freije, Alfonso Vázquez Botello

10. Ciclo de metales pesados

Sandra Botté, Jorge Marcovecchio, Melisa Fernández Severini, Vanesa L. Negrin, María Victoria Panebianco, Pia Simonetti, Natalia Buzzi, Federico Delucchi.

11. Compuestos orgánicos persistentes

Andrés Arias, Ana L.Oliva, Alfonso Vázquez Botello, Guadalupe Ponce Vélez, Matías N.Tartara

12. Consecuencias del cambio climático sobre estuarios

María Cintia Piccolo

13. Bioindicadores y biomonitores: definiciones, estrategias y aplicaciones

Bernd Markert, Simone Wünschmann, Jorge Marcovecchio, Silvia G.De Marco

13.a. Moluscos bivalvos como bioindicadores de contaminación

Susana Villanueva, Alfonso Vázquez Botello

13.b. Biomarcadores de contaminación

Alfonso Vázquez Botello, Xochitl Guzmán, Susana Villanueva

14. Estudios ecotoxicológicos con especies estuariales

Natalia Buzzi, Soledad Diodato, Melisa Fernández Severini, Oscar Amin, Laura Comoglio, Jorge Marcovecchio

15. Programas de monitoreo en estuarios: estudios a largo plazo

Jorge Marcovecchio, Rubén H.Freije, Sandra Botté, Carla Spetter, Andrés Arias, Melisa Fernández Severini, Natalia Buzzi, Silvia De Marco, Vanesa Negrin, Pia Simonetti, Valeria Guinder, Cecilia Popovich, Marcelo Pereyra

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

Jorge E. Marcovecchio, Rubén Hugo Freije y Alfonso Vazquez Botello

La **Zona Costera (ZC)** es una región de transición entre los componentes marino y continental del planeta. Es ampliamente reconocida como uno de los más importantes elementos de la biosfera con una amplia diversidad de ambientes y recursos.

Una intensa interacción de ambientes caracteriza a las zonas costeras del mundo y el balance de estas interacciones origina ecosistemas como son los estuarios y las lagunas costeras, con características ambientales únicas (clima, geomorfología, hidrología, circulación, procesos de mezcla), regidos a su vez por procesos físicos, químicos y biológicos de una muy alta dinámica.

Tanto los mencionados procesos como los propios ambientes costeros (lagunas y estuarios) están sujetos a cambios que varían ampliamente en escala geográfica, tiempo y duración, y que al combinarse crean sistemas biológicamente muy productivos, pero vulnerables a las presiones ambientales, tanto naturales como generadas por diversas actividades humanas.

En contraste, los procesos continentales están dominados por regímenes hidrológicos y flujos horizontales que sostienen gradientes de energía y transferencia de materiales (nutrientes, contaminantes, sedimentos), proveyendo una variedad de condiciones para la transformación de materiales y la sustentabilidad biológica.

Por su parte, los procesos oceánicos están también dominados por factores hidrológicos y físicos que a su vez controlan el transporte de materiales y los regímenes de energía. El balance resultante entre los procesos terrestres y oceánicos origina heterogeneidad en la estructura física y ecológica, y sostiene a su vez la dinámica de la función de los estuarios y las lagunas costeras, y de los ciclos biogeoquímicos en el territorio costero.

La riqueza y diversidad de recursos presentes en los estuarios y en las lagunas costeras conllevan la correspondiente concentración de actividades y asentamientos humanos a lo largo de los litorales y estuarios en todo el mundo. Se estima que más de la mitad de la población humana (65%), vive en (o cerca de) las costas (Small y Nichols, 2003), y a pesar de que la densidad varía ampliamente en las diferentes regiones del planeta, hay una tendencia general de la gente a moverse desde regiones continentales hacia las costas (Costanza, 1994).

De igual manera, la zona costera es también una de las áreas más perturbadas del planeta. La contaminación, la eutrofización, la industrialización, los desarrollos urbanos, la reclamación de tierras, la producción agrícola, la sobrepesca -entre otros factores- impactan de manera continua la sustentabilidad de los ambientes costeros, entre ellos directamente a los estuarios y a las lagunas costeras. Así, el mayor reto que enfrenta la humanidad hoy en día es como administrar correctamente el uso de esta importante y vital área, de tal manera que las futuras generaciones puedan también disfrutar de sus recursos visuales, culturales, ambientales, energéticos y alimentarios. Una reciente evaluación de los impactos de la contaminación marina y costera desde fuentes terrestres, muestra que estos ambientes están en constante degradación y en muchos sitios se ha intensificado este problema (Vazquez Botello et al., 2005).

Y... ¿cuáles son los problemas que afectan las Zonas Costera, y por lo tanto a los estuarios y las lagunas costeras, que deben ser considerados para su estudio?...

En este sentido se pueden mencionar numerosos procesos que afectan a las mencionadas zonas, sea por modificación de su dinámica habitual, incluyendo un abanico tan amplio que va desde la desaparición de algunos hasta la sobremagnificación de otros. Algunos que merecen ser mencionados son: cambios en los flujos de nutrientes, materia orgánica y otros materiales desde los continentes hacia el océano; modificación de la estructura de sistemas naturales costeros con el consecuente impacto sobre la dinámica sedimentaria y construcción de geoformas; alteración de los servicios ecosistémicos naturalmente brindados por los sistemas costeros; aumento de procesos de erosión, eutroficación y contaminación; variaciones en los ciclos biogeoquímicos de elementos críticos para los mencionados ecosistemas; etc (Crossland et al., 2005).

A manera de ejemplo, los flujos continentales de nutrientes y materia orgánica tienen impactos importantes sobre los ecosistemas marinos. En combinación con la descarga de agua dulce y la estratificación resultante pueden ser determinantes cruciales de la productividad en las zonas costeras, especialmente en los estuarios de los grandes ríos. Por otra parte, los flujos continente – Zona Costera son una fuente principal de nutrientes a los océanos del mundo, cuya productividad es controlada por la disponibilidad de algunos de esos elementos (Dittmar y Kattner, 2003).

De la misma manera, grandes cantidades de materia orgánica vegetal originada en plantas vasculares son transportados por los ríos hacia los océanos. Este flujo de carbono ha sido estimado en ~ 0,7% de la producción primaria terrestre (Schlesinger y Melack, 1981; Ittekkot, 1988). Este material terrestre proporciona así un importante grupo de sustancias que reaccionan con otros compuestos propios de muchos estuarios y ambientes marinos costeros, proveyendo de materiales necesarios para el desarrollo de las correspondientes redes tróficas acuáticas (Degens et al., 1991). Cualquier cambio en la dinámica de los ríos (por ej., endicamiento de sus aguas, etc) modificaría significativamente estos procesos, con los consecuentes impactos sobre el sistema marino (Dittmar y Lara, 2001).

El concepto de servicios ecosistémicos se ha ganado rápidamente la aceptación como una poderosa herramienta que describe la dependencia que tienen los seres humanos del Mundo Natural (MA, 2005; Daily y Matson, 2008). El Millenium Ecosystem Assessment (MA, 2005) examinó 24 servicios ecosistémicos, que van desde aquellos económicamente importantes (tales como la producción de alimentos) a otros como los valores espirituales, que son importantes pero muy difíciles de incluir en las cuentas económicas. Costanza et al. (1997) estima que a nivel global el valor de los servicios ambientales es tres veces superior al Producto Bruto Interno mundial anual. Estudios recientes han puesto de manifiesto el creciente interés de incluir los servicios de los ecosistemas en las evaluaciones de conservación y en los estudios interdisciplinarios que exploran la relación hombre-ambiente (Bennett et al., 2005; Chan et al., 2006; Egoh et al., 2007; Daily y Matson, 2008; Naidoo et al., 2008).

Un servicio ambiental importante es la captación y almacenamiento de dióxido de carbono de la atmósfera por la tierra y los ecosistemas oceánicos. Debido a que muchos de los ecosistemas terrestres están muy modificados por actividades humanas (Sanderson et al., 2002), la información ligada a la disminución o aumento de la captación y almacenamiento de carbono en el suelo y en los sistemas costeros es cada vez más importante para el desarrollo de herramientas de gestión ambiental. Esto puede suceder

porque la sociedad humana se apropia actualmente una proporción importante (alrededor del 30%) de la producción primaria neta (NPP) mundial de los ecosistemas terrestres para satisfacer las necesidades esenciales (Imhoff et al., 2004; Haberl et al., 2007). Alrededor del 40% de los ecosistemas terrestres naturales se han convertido en tierras de cultivo y pastoreo (por ejemplo, Foley et al., 2005), dando lugar a variaciones en el intercambio de CO₂ entre la tierra y la atmósfera (Houghton, 2003; Berry y Roderick, 2004, 2006; Bondeau et al., 2007; Morales et al., 2007). Los cambios en el intercambio del agua y la energía modifican los regímenes climáticos a escala local y regional (Dale, 1997). La conversión de usos del suelo también genera degradación sobre ellos (Post y Kwon, 2000) e impulsa cambios en la biodiversidad (McCann, 2000), lo que afecta a otros servicios del ecosistema.

Conceptos muy profundamente arraigados ligados al funcionamiento de ecosistemas acuáticos están hoy en duda o revisión, y en muchos casos estas incertidumbres están relacionadas a cambios en la estructura y función de los sistemas naturales a partir de cambios directos o indirectos producidos por actividades externas (incluidas las humanas). Uno de ellos es la estabilidad y perdurabilidad de los ciclos biogeoquímicos en los mencionados sistemas. A manera de ejemplo, la estequiometría de la relación nitrógeno-fósforo (N:P) ha sido reconocida como un principio de organización para el estudio de los ecosistemas acuáticos en los últimos 50 años. Alfred Redfield fue el primero en destacar la conveniencia de caracterizar un ecosistema por su estequiometría cuando notó la estrecha correspondencia entre N:P inorgánico en el fitoplancton y N:P en el océano profundo (Redfield, 1958). La explicación heurística de esa relación (ampliamente aceptada) está basada en nuestra comprensión de la biogeoquímica y la circulación oceánica, y proporciona un soporte teórico adecuado a la hipótesis original de Redfield, que sostiene que el N:P en el fondo del océano está condicionado por el requerimiento de N:P del fitoplancton (Klausmeier et al., 2008). Esta estequiometría de N:P inorgánico representa básicamente a la zona eufótica, donde el fitoplancton consume activamente los nutrientes, y se diferencia significativamente del valor canónico de ~15 que caracteriza a las aguas profundas (Cavender-Bares et al., 2001; Karl et al., 2001). Esta desviación del valor Redfield se ha utilizado para hacer inferencias acerca de los correspondientes ciclos biogeoquímicos. Sin embargo, nuestra comprensión de cómo la absorción de P y N retroalimenta al N:P inorgánico en la zona eufótica es incompleta. Considerando que se produce una retroalimentación entre el fitoplancton y *pooles* de N y P inorgánicos que ocurren a escala diaria, y que el ciclo de nutrientes dentro de la zona eufótica es responsable de la mayoría de la producción nueva en los océanos (Falkowski et al., 1998), es necesario incorporar ajustes significativos en las relaciones entre fitoplancton y ciclo de esos elementos para producir modelos realistas de los ecosistemas oceánicos. De la misma manera, se están incorporando descripciones cada vez más detalladas de los procesos biológicos en los modelos climáticos a gran escala, por lo que es imprescindible entender cada vez más profundamente fenómenos como la relación entre N:P inorgánico, requerimientos de N y P en el fitoplancton, cinética de absorción de N y P y su relación con la producción primaria, entre otros (Smith et al., 2009).

Recientemente, el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2007), proyectó un incremento mundial de las concentraciones de CO₂ y elevación en la temperatura de los océanos que afectará de manera significativa a las poblaciones costeras que habitan las zonas bajas (Houghton et al., 2001).

Por lo tanto, la generación de información actualizada y sistematizada sobre los ambientes costeros, principalmente los estuarios y las lagunas, será de importancia vital en el presente y en el futuro para afrontar los retos impuestos por factores antropogénicos, la

variación natural y los efectos del cambio climático, así como para valorar correctamente sus consecuencias, no sólo para los ecosistemas lagunares y los servicios ambientales que estos ofrecen, sino también para los riesgos potenciales para las poblaciones humanas que los habitan.

Así la información de la integración dinámica del gradiente que se extiende desde la planicie costera y hasta la pluma estuarina sobre la plataforma continental, es el concepto clave para un manejo ecosistémico comprehensivo, basado en la integridad ecológica como elemento clave para el desarrollo social y económico sustentable, y el referente para contender con los impactos que induce el cambio climático y las presiones antropogénicas sobre la zona costera (Mann, 2000; Yañez-Arancibia et al., 2010).

Dicha información también servirá de base para valorar la vulnerabilidad de las zonas costeras, y proponer medidas de adaptación y mitigación como una respuesta a las diversas amenazas a que se verán expuestas éstas áreas en un futuro cercano.

REFERENCIAS

- Bennett E.M., Peterson G.D., Levitt E.A. 2005. Looking to the future of ecosystem services. *Ecosystems* 8: 125–132.
- Berry S.L., Roderick M.L. 2004- Gross primary productivity and transpiration flux of the Australian vegetation from 1788 to 1988 AD: effects of CO₂ and land use change. *Glob. Change Biol.* 10: 1884–98.
- Berry S.L., Roderick M.L. 2006. Changing Australian vegetation from 1788 to 1988: effects of CO₂ and land-use change. *Austr. J. Bot.* 54: 325–338.
- Bondeau A., Smith P.C., Zaehle S., Schaphoff S., Lucht W., Cramer W., Gerten D. 2007. Modelling the role of agriculture for the 20th century global terrestrial carbon balance. *Glob. Change Biol.* 13, 679–706.
- Cavender-Bares K., Karl D.M., Chisolm S.W. 2001. Nutrient gradients in the western North Atlantic Ocean: Relationship to microbial community structure and comparison to patterns in the Pacific Ocean. *Deep-Sea Res.* 48: 2373–95.
- Chan K.M.A., Shaw M.R., Cameron D.R., Underwood E.C., Daily G.C. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biol.* 4: 2138–52.
- Costanza R. 1994. Ecological economics and the management of coastal and estuarine ecosystems. *En: Changes in fluxes in estuaries: implications from Science to Management*. Dyer, Orth, (Eds) *ECSA/ERF Symposium*, Univ. of Plymouth, 485pp.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., Oneill R.V., Paruelo J., Raskin R., Sutton P., van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Crossland C.J., Kremer H.H., Lindeboon H.J., Marshall Crossland J.I., Le Tissier M.D.A. 2005. Coastal fluxes in the Anthropocene. *The Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone Project of the I.G-B. Programme*. Springer Science Ed., Berlin, 231 pp.
- Dale V.H. 1997. The relationship between land-use change and climate change. *Ecol. Appl.* 7: 753–769.
- Daily G.C., Matson P.A. 2008. Ecosystem services: From theory to implementation. *Proc. of the Nat. Acad. of Sci. USA* 105: 9455–56.
- Dittmar T., Lara R.J. 2001. Molecular evidence for lignin degradation in sulfate-reducing mangrove sediments (Amazônia, Brazil). *Geoch. Cosmochim. Acta* 65: 1417–28.
- Dittmar T., Kattner G. 2003. The biogeochemistry of the river and shelf ecosystem of the Arctic Ocean: a review. *Mar. Chem.* 83: 103–120.
- Egoh B., Rouget M., Reyers B., Knight A.T., Cowling R.M., van Jaarsveld A.S., Welz A. 2007. Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. *Ecol. Econ.* 63: 714–721.
- Falkowski P.G., Barber R.T., Smetacek V. 1998. Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production. *Science* 281: 200–206.
- Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309: 570–574.

- Haberl H., Erb K.H., Krausmann F., Gaube V., Bondeau A., Plutzar C., Gingrich S., Lucht W., Fischer-Kowalski, M. 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proc. of the Nat. Acad. Sci. USA* 104: 12942–45.
- Houghton J.T., Ding Y., Griggs D.J., Noguer M., van der Linden P.J., Xiao D. 2001. Climate Change 2001: the scientific basis. *Third Ass. Repp IPCC*. New York, Cambridge University Press. 698pp.
- Houghton R.A. 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–2000. *Tellus B Chem. Phys. Meteo* 55: 378–390.
- Imhoff M.L., Bounoua L., Ricketts T., Loucks C., Harriss R., Lawrence W.T. 2004. Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* 429: 870–873.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. *Fourth Ass. Repp. Clim. Change 2007. Contr. of W.G. I, II and III. Core Writing Team*, Pachauri, Reisinger(Eds.), Geneva, 104 pp.
- Ittekkot V. 1988. Global trends in the nature of organic matter in river suspensions. *Nature* 332: 436–438.
- Karl D.M., Letelier R., Tupas L., Dore J., Christian J., Hebel D. 2001. Ecological nitrogen-to-phosphorus stoichiometry at station ALOHA. *Deep-Sea Res. II* 48: 1529–66.
- Klausmeier C.A., Litchman E., Daufresne T., Levin S.A. 2008. Phytoplankton stoichiometry. *Ecol. Res.* 23: 479–485.
- M.E.A. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group*. Vol1. Mill. Ecosys. Ass. Washington, DC.
- Mann K.H. 2000. *Ecology of coastal waters with implications for management*. Blackwell Science. Inc., Malden, Massachusetts, 406pp.
- McCann K.S. 2000. The diversity-stability debate. *Nature* 405: 228–233.
- Morales P., Hickler T., Rowell D.P., Smith B., Sykes T.M. 2007. Changes in European ecosystem productivity and carbon balance driven by regional climate model output. *Glob. Change Biol.* 13: 108–122.
- Naidoo R., Balmford A., Costanza R., Fisher B., Green R.E., Lehner B., Malcolm T., Ricketts T. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 105: 9495–9500.
- Post W.M., Kwon K.C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Glob. Change Biol.* 6: 317–327.
- Redfield A.C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Scientist* 46: 205–221.
- Sanderson E.W., Jaiteh M., Levy M.A., Redford K.H., Wannebo A.V., Woolmer G. 2002. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* 52: 891–904.
- Schlesinger W.H., Melack J.M. 1981. Transport of organic carbon in the world's river. *Tellus* 33: 172–187.
- Small C., Nicholls R.J. 2003. A global analysis of human settlement in coastal zones. *J. Coast. Res.* 19: 584–599.
- Smith S.L., Yamanaka Y., Pahlow M., Oschlies, A. 2009. Optimal uptake kinetics: Physiological acclimation explains the pattern of nitrate uptake by phytoplankton in the ocean. *Mar. Ecol. Progr. Series* 384: 1–12.
- Vázquez-Botello A., Rendón von Osten J., Gold-Bouchot G., Agraz-Hernández C. 2005, Golfo de México. Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. 2ª Ed., Universidad Autónoma de Campeche / UNAM / Instituto Nacional de Ecología, 696 pp.
- Yáñez Arancibia A., Day J.W., Twilley R.R., Day R.H. 2010. Los manglares frente al cambio climático ¿Tropicalización global del Golfo de México? En: *Impactos del cambio climático sobre la zona costera*, Yáñez Arancibia(ed), Inst. Ecol. A.C. – Texas Sea Grant Progr.– Inst.Nac.Ecol., México.

CAPÍTULO 2

CLASIFICACIÓN, GEOMORFOLOGÍA Y SEDIMENTOLOGÍA DE ESTUARIOS

Gerardo M.E. Perillo y Diana G. Cuadrado

Los estuarios son uno de los más importantes rasgos de las zonas costeras sujetos a fuertes procesos de interacción mar-continente en un amplio rango de escalas espacio-temporales. En general, estos ambientes ocupan las áreas costeras menos expuestas a la acción marina, permitiendo el desarrollo de puertos, facilidades recreacionales o emprendimientos de acuicultura. Sin embargo, dentro de los estuarios los procesos dinámicos son significativos imponiendo un marcado stress sobre la biota, ya sea permanente o temporaria, la morfología y las construcciones.

Las diferencias de salinidad entre el agua dulce proveniente del río y el agua marina hacen que las especies biológicas que los habitan sean muy especializadas y adaptadas a tolerar esos extremos. Aunque relativamente escasos en diversidad (comparadas con otros ambientes más estables), el número de individuos suele ser alto debido al ingreso de nutrientes desde el continente y al stress propio del sistema. Por otro lado, si bien hay especies que habitan durante toda su vida dentro del ámbito estuarial, gran parte de las especies de la plataforma continental (muchas de ellas de alto rendimiento comercial) utilizan a los estuarios como zonas de desove y crecimiento de juveniles.

Los estuarios en la actualidad poseen una relevancia aún mayor en cuanto al desarrollo socioeconómico de la humanidad. Grandes civilizaciones e importantes ciudades se han fundado y han prosperado a la vera de un estuario. Los principales puertos del mundo se encuentran en estuarios. Ello no sólo se debe a sus condiciones de protección sino que a través de los ríos, los estuarios tienen una rápida llegada al interior del continente. Una de las formas más económicas de transporte de mercaderías es por agua, por lo tanto, aprovechar este recurso previo a la exportación de los bienes de un país es sólo una consecuencia lógica de su ubicación.

Son muchas las definiciones que existen de estuarios. Algunas de ellas son contradictorias o no representan la realidad, dependiendo del punto de vista de cada investigador. Por lo tanto, Perillo (1995) propuso la siguiente definición que cubre todas las disciplinas que tienen relación directa con estos ambientes: *"un estuario es un cuerpo de agua costero semicerrado que se extiende hasta el límite efectivo de la influencia de la marea, dentro del cual el agua salada que ingresa por una o más conexiones libres con el mar abierto, o cualquier otro cuerpo de agua salino, es diluida significativamente con agua dulce derivada del drenaje terrestre y puede sustentar especies biológicas eurihalinas ya sea por una parte o la totalidad de su ciclo de vida"*.

Basados en la presente definición y los diferentes factores que controlan la presencia de estuarios, el objetivo de este capítulo es presentar una versión integrada de los principales aspectos geomorfológicos y sedimentológicos de estos cuerpos de agua. Asimismo, se presentarán aspectos sobre la aplicación de conceptos simplificados que permiten su interpretación en el registro geológico, como así también como pueden evolucionar en base a las relaciones que tienen entre el aporte sedimentario, la capacidad difusiva de los agentes marinos y las variaciones del nivel medio del mar.

Factores que Controlan las Características de los Estuarios

Antes de describir los diferentes tipos de estuarios, es necesario analizar brevemente los principales factores que controlan no solo la presencia de los estuarios sino también sus características esenciales y diversidad. Perillo (1995) y Perillo y Piccolo (2012) aportaron un rango de factores que son importantes en la definición de los procesos que actúan sobre un estuario: hay varios criterios que controlan la presencia o ausencia de estos cuerpos costeros y, en el primer caso, su tipo. La lista no puede ser completa, sino que se ha ordenado de acuerdo a los factores más significativos. Evidentemente, combinaciones adecuadas de estos factores producen diferentes estuarios que, en sí mismos, tienen determinadas condiciones dinámicas. Aunque la mayoría de los factores pueden ser cuantificados, sólo hay una correlación superficial entre cualquier combinación de estos parámetros y el estuario resultante. Esto significa que aún estamos muy lejos de entender en detalle la influencia individual de cada factor actuando en conjunto con todos los otros factores.

En esta sección, se presenta una descripción sintética de los principales factores: geológicos (localización, tectónica, isostasia, etc.), físicos (olas, mareas, atmósfera, etc.) y biológicos. De ninguna manera se pretende ser exhaustivo, ya que algunos de estos procesos se describen en detalle en otros capítulos del libro. El objetivo aquí es dar una idea básica para entender la variabilidad existente en la configuración de los estuarios. A pesar de que se abordarán por separado, todo estuario es el resultado de la acción combinada de estos factores.

Factores Geológicos

Los procesos físicos controlados por el agua o el viento dependen de las condiciones de contorno en el que estos factores están actuando. Por lo tanto, las características básicas en cualquier estuario son el resultado de la historia geológica de la zona, tanto a nivel regional como local. Para comenzar con las principales escalas regionales, una costa depende del tipo de margen tectónico en que se encuentre, ya sea pasivo, activo o mares marginales. Este factor juega un papel importante no sólo en el comportamiento de los procesos que actúan en la costa sino también en su forma y el nivel de resistencia o vulnerabilidad que tiene la costa a los procesos físicos. Incluso dentro de uno de estos tipos, puede haber diferencias notables a lo largo de la una región debido a condiciones geológicas locales específicas.

Aunque se discutirá más adelante, los principales factores que afectan a la configuración estuarial en relación con el tipo de márgenes son el relieve continental y las características morfológicas de la plataforma continental, especialmente en el frente de costa. Normalmente, los márgenes activos tienen un relieve alto (p.e., cadenas montañosas muy cerca de la costa) y las plataformas continentales son estrechas. En general, tienden a ser costas rocosas e irregulares que no desarrollan una planicie costera (Niedoroda et al., 1985). Mientras que lo opuesto suele ocurrir en los márgenes pasivos.

El efecto de tener plataformas anchas puede ser importante en la propagación de mareas y olas. En estrecha relación con el tipo de margen es la situación neotectónica de las costas. Neotectónicos aquí se refiere a los movimientos de la corteza terrestre que están ocurriendo desde el Neógeno (Terciario Superior) hasta la actualidad (Obruchev, 1948). Para nuestro caso, los movimientos tectónicos deben ser lo suficientemente grandes para producir un efecto significativo sobre el valle en el que se encuentra el estuario. Debido a su configuración particular, las costas de márgenes activos son más propensas a ser afectadas

por terremotos. Por ejemplo, el terremoto chileno de 1960 produjo grandes modificaciones de la costa chilena, incluyendo movimientos verticales de más de 1,5 m en los estuarios de Valdivia y Queule (Pino Quivira, 1995). Además, los procesos neotectónicos en el continente también pueden afectar el aporte de sedimentos hacia el estuario por desviación de los ríos o la generación de descargas anómalas de sedimentos, ya sea por avalanchas de sedimentos o la fusión de los glaciares.

Otros factores importantes que determinan las características de los estuarios son el relieve costero y el tipo de rocas existentes en la costa y zonas donde los ríos desembocan en el estuario. El relieve, en cierta forma, también depende del tipo de margen continental, pero hay gran variabilidad a lo largo de ellos. Las planicies aluviales son muy importantes porque representan al miembro terminal de bajo relieve. Si el rango de marea es grande en estos lugares, existe un gran potencial para el desarrollo de humedales costeros. En el otro extremo del relieve, las costas acantiladas no proporcionan suficiente espacio para que se formen estuarios y, concomitantemente, humedales. Además, el relieve puede estar asociado con la procedencia de los sedimentos. Un estuario recibe los sedimentos que normalmente le proveen los ríos desde el continente, pero también recibe material por la erosión de las costas asociadas o de la plataforma continental adyacente a su boca.

Dado que existe un ascenso eustático (nivel medio del mar, nmm) general en todo el mundo, la supervivencia de la mayoría de los ambientes costeros también depende del aporte de sedimentos. Por ejemplo, los humedales costeros que reciben suficientes sedimentos para que les permita agrandar, por lo menos al mismo ritmo del ascenso del nmm, pueden evitar ser inundados. Por lo tanto, la resiliencia de los ambientes costeros depende no sólo de su capacidad para entrapar sedimentos, sino también del aporte de sedimentos que reciben.

El aporte fluvial es, en general, la mayor fuente de sedimentos a un estuario. En este caso, el tipo de rocas del valle por la que pasa el río (incluso a cientos o miles de kilómetros de la boca) son importantes. Un buen ejemplo es la forma en que el delta del Paraná se ha formado. Los ríos Paraná y sus afluentes, como el Paraguay e Iguazú fluyen por un par de miles de kilómetros en Brasil a través de rocas basálticas en su mayoría, dando como resultado un río con escaso sedimento en suspensión, mientras que sólo un afluente, el río Bermejo, que fluye a través de arcillas rojizas muy friables en el noroeste de Argentina, proporciona la mayor parte del sedimento que queda atrapado en la cabecera del estuario del Río de la Plata y es el que da el color rojizo de sus aguas.

Factores Fluviales

Examinemos nuevamente con una perspectiva integral el efecto del ingreso de agua dulce en la zona costera, incorporando tanto los ríos como aguas subterráneas. A pesar de que ambas son diferentes maneras de ingresar agua dulce como así también la forma de interactuar con el agua salada impulsada por la marea, hay una serie de características comunes que se pueden discutir. Ambos son mecanismos para conducir el agua de origen continental al sistema marino, donde también se introducen sedimentos, nutrientes y contaminantes. La medida en que estos elementos afectan a las aguas costeras es una función de la relación entre el flujo fluvial / agua subterránea y la energía de las olas y mareas. Una vez más, el mismo equilibrio que hemos discutido para el sedimento es válido para el ingreso del agua.

La descarga fluvial sobre la costa es función de la distribución global de precipitación, área de la cuenca de drenaje (incluyendo el tiempo de residencia del agua almacenada en la cuenca), el relieve y la evaporación (Syvitski et al., 2005). Por lo tanto, la

forma en que los ríos se comportan en la costa varía significativamente desde aquellos dominados por condiciones estacionales o por tormentas a los regulados por las represas.

La mayoría de los estudios de dinámica fluvial y transporte de sedimentos en la zona costera proporcionan información sólo de la última estación de aforo, a veces a cientos de km aguas arriba de su conexión con el estuario (Restrepo y Kjerfve, 2000a, b; Kjerfve y Restrepo, 2002), lejos de la influencia de las mareas. Basados en el monitoreo de los ríos aguas arriba, la carga sedimentaria global aportada por todos los ríos en los continentes se estima que oscila entre 295 y 4507 MTn m^{-2} . Por lo tanto, la carga sedimentaria que se incorpora a las costas del mundo podría ser sustancialmente diferente de la carga real que llega a los estuarios (Perillo y Kjerfve, 2003).

La mayoría de los ríos transportan el 90 % de su carga entre el 6 y 60 % de su tiempo (Syvistki et al., 2005). Por ejemplo, el río Eel (California, EE.UU.) es un río dominado por tormentas que drena una región cordillerana costera escarpada. En una ocasión, se aportaron más sedimentos en tres días que los que había llevado durante los últimos siete años (Syvistki et al., 2005). La mayoría de los ríos tienen un comportamiento estacional, ya que pueden ser alimentados por los campos de hielo o precipitación que varía durante el año. Ellos transportan la mayor parte de sus sedimentos a mediados o finales del verano. Cuando la precipitación es fundamentalmente nieve, la descarga del río se concentra en primavera, mientras que los ríos dominados por precipitaciones líquidas son muy variables ya que dependen de las condiciones meteorológicas en la cuenca. Sin embargo, las grandes cuencas fluviales pueden tener diferentes fuentes de agua y sedimentos que controlan la forma en que ingresan a la costa, mientras que las pequeñas cuencas fluviales son normalmente controladas por uno o a lo sumo dos mecanismos diferentes.

Cerca del 95% de los sedimentos disponibles en la costa es proporcionado por los ríos, como carga de fondo, carga en suspensión o carga de lavado. Otras fuentes son los aportes directos de hielo (en diferentes formas), el viento y la erosión de costas rocosas. En algunos ríos, por ejemplo, a lo largo de la costa norte de Rusia, donde el mecanismo dominante es el transporte como carga de fondo, la proporción de transporte en suspensión con respecto a la carga de fondo se incrementa con el tamaño de la cuenca de drenaje, oscilando entre 10: 1 a 100: 1 (Meade et al., 1990). El tamaño de la cuenca implica que hay más posibilidades de una mayor variedad de fuentes de sedimentos, y también un transporte más largo y una separación de las partículas que tienden a desplazar la curva de distribución hacia los tamaños más finos.

En la boca de un río, la interacción más importante se produce entre el río y la marea, que constituyen las principales fuerzas motrices para el desarrollo de un estuario. El balance de energía entre las fuerzas fluviales y mareales define la distancia río arriba a la que llega la intrusión salina, pero también cuanto afecta la variabilidad de las mareas en la dinámica fluvial y el transporte de sedimentos y otros elementos. Además, la variabilidad en la energía de las mareas también define en qué medida el agua dulce y salada se mezclan verticalmente. Cuando esta mezcla es baja (el río predomina sobre la marea), se observan dos capas bien definidas y la intrusión salina tiende a ser escasa. A veces, si el río es lo suficientemente fuerte, las dos capas se observan como una pluma fuera del valle e ingresa a la plataforma (p.e., Amazonas). En el otro extremo, fuertes mareas (en comparación con la descarga de los ríos), producen condiciones de mezcla y grandes intrusiones salinas. El caso intermedio resulta en condiciones de mezcla parcial en la vertical y también penetración salina intermedia.

Aunque es raro, la mayoría de los estuarios puede tener las tres condiciones a lo largo de su valle por reducción de la energía de las mareas tanto por la fricción como la

competencia con la descarga de los ríos. Los efectos sobre la dinámica de los sedimentos, el transporte de nutrientes y contaminantes y el hábitat de las especies varían mucho según el nivel de interacción entre las mareas y la descarga del río, así como en el estuario donde esto ocurre.

Desde la última glaciación, el agua dulce y los flujos de sedimentos hacia las costas han bajado casi al mismo ritmo que el aumento en el nivel medio del mar. Además de este factor natural, la influencia más importante en estos flujos han sido las diferentes intervenciones humanas en las cuencas fluviales. Construcción de represas y desvíos, rectificaciones y canalizaciones y el dragado son sólo algunas de las alteraciones antropogénicas que han afectado a los flujos. Algunos de los impactos que implica el menor aporte de agua dulce al océano es reducir el ascenso del nmm, pero lo más importante es el aumento de la erosión costera debido a la falta de material que tienen las fuerzas difusivas marinas para su redistribución. Por el contrario, la explotación de las aguas subterráneas, la deforestación y la urbanización aumentan el volumen de agua que se suministra a los océanos. El caso de la deforestación alcanza proporciones críticas en ciertas áreas (por ejemplo, la región amazónica brasileña, el noroeste de Argentina), ya que produce una fuerte erosión del suelo. El resultado es el aumento de la cantidad de sedimento que se transporta, así como el cambio de las características del río y las aguas receptoras que representan un daño potencial a las condiciones biológicas a lo largo de todo el recorrido del río.

Factores Físicos

En la presente sección solo se dará una muy breve introducción sobre estos aspectos, ya que se discutirán en mayor detalle en el capítulo 3. Además del aporte fluvial, los factores físicos más importantes actuando en estuarios son las mareas, las olas y los aspectos meteorológicos.

La acción de las olas a lo largo de la costa, los mecanismos de la erosión/acumulación costera, el transporte de sedimentos perpendicular a la costa y el desarrollo de las corrientes litorales han sido muy estudiados. Hay un número de excelentes libros (por ejemplo, Komar, 1998; Short, 1999) que cubre en detalle la mayoría de los procesos que involucran la interacción de las olas con la zona costera. Sólo una breve descripción de los procesos se incluye aquí.

Las olas se forman por la interacción del viento sobre la superficie del agua. Se pueden desarrollar en alta mar, en la costa del mar de ríos y lagos, en los estuarios o en los estanques muy pequeños. Dependiendo de la velocidad del viento, la dirección principal y la distancia, las olas alcanzan determinadas alturas (H) y períodos (T). La intensidad del efecto de ola sobre la costa es también una función de estas variables, así como el ángulo de la cresta con la línea de costa en la zona de rompiente. Las olas también inducen el transporte de sedimentos paralelo y perpendicular a la costa. Son eficaces para el transporte de sedimentos sólo cuando entran en aguas intermedias y más aún en aguas poco profundas. Sin embargo, estas condiciones están en función del periodo de las olas y la profundidad. Las olas son siempre importantes como un mecanismo de mezcla, sobre todo en la capa superficial, lo que permite la homogeneización de la columna de agua.

Un balance en el transporte de sedimentos en la costa, simplemente tiende a estar relacionado con pendiente de la ola (H/L , donde L es la longitud de onda). Olas de pendiente alta, con períodos más cortos, dominan durante condiciones de tormenta, son más erosivas y resulta en un mayor transporte de sedimentos mar adentro. Mientras que, las que corresponden al mar de fondo en general tienen pendiente pequeña, están relacionadas con

condiciones de buen tiempo y produce un transporte de sedimentos hacia el continente. Sin embargo, estos criterios generales pueden ser fuertemente modificados por procesos locales como refracción de olas, difracción, reflexión, rompiente, y las interacciones entre los diferentes trenes de olas, las corrientes y el viento.

El transporte de sedimentos paralelo a la costa es también una función de las variables de las olas y las corrientes litorales se concentran en las zonas de deslizamiento y lavado en las playas. Este transporte de sedimentos es el mecanismo principal de transferencia de material desde los lugares de erosión a los de deposición a lo largo de la costa. Ellos son un importante modo de redistribución del sedimento suministrado por los ríos y también son esenciales para ayudar a introducir los sedimentos en la boca del estuario. La formación de diversos tipos de barreras depende del transporte litoral.

Si bien las olas en la boca de los estuarios y a lo largo de las costas abiertas pueden ser muy energéticas y es el factor dominante en dar forma a la costa, dentro de los estuarios, humedales protegidos y deltas también existe una significativa actividad de olas.

Por ejemplo, Perillo y Sequeira (1989) proponen tres tipos de olas para el tramo medio del estuario de Bahía Blanca, a pesar de que se pueden observar en cualquiera de los otros ambientes mencionados: 1) formado por la acción del viento, 2) formado por la interacción del viento y las corrientes de marea. Las olas de viento se originan por la acción continua del viento en una distancia suficientemente grande como para desarrollarlas. Aunque en las lagunas costeras con superficies muy grandes, si el viento sopla paralelo al eje principal puede haber olas grandes, es mucho más común la presencia de olas de pequeño período y pendiente alta. Estas ondas de corto período tienen poco efecto sobre el fondo del canal, pero pueden ser muy eficaces en la resuspensión de los sedimentos en las planicies de marea y la erosión de los bancos. Es común observar a lo largo de los flancos de un canal, una banda de agua turbia, relativamente estrecha derivada por la actividad de las olas. La incidencia continua de estas olas con pendiente pronunciada sobre los flancos del canal también puede ser un factor decisivo en la fatiga y resuspensión de sedimentos depositados en las planicies de marea durante la marea alta resultando en láminas de sedimento grueso intercaladas en el sedimento más fino de la planicie (Ginsberg y Perillo, 1990).

En los lugares donde los fuertes vientos soplan paralelos a los canales grandes, como es común a lo largo del Canal Principal del estuario de Bahía Blanca, las olas con mucha pendiente de hasta 1,5 m de altura y con longitudes de onda del orden de 10 a 30 m, se forman por la interacción de la marea y el viento. La presencia de estas ondas a veces hace muy difícil la navegación de pequeñas embarcaciones y barcos de pesca, que son muy activos en el área. Una vez generadas, estas olas se propagan contra de los flancos, lo que contribuye a su erosión mecánica. Estas olas desaparecen con el viento o el cambio de dirección de la marea.

Nivel del mar

A lo largo de la historia geológica de la Tierra, la ubicación de la costa, también conocido como el nivel medio del mar, ha variado significativamente. Los cambios en el nmm se han producido en diferentes escalas espaciales y temporales que van desde lo local a lo global para el primero, y de unos pocos años a varios millones para el segundo. Aunque no existe un consenso real sobre una curva absoluta de la evolución del nivel medio del mar en la escala de tiempo geológica, algunas aproximaciones se han hecho en los últimos 30 años. Una curva integral fue propuesta originalmente por Vail et al. (1977) también conocida como la curva de Exxon (**Fig. 1**).

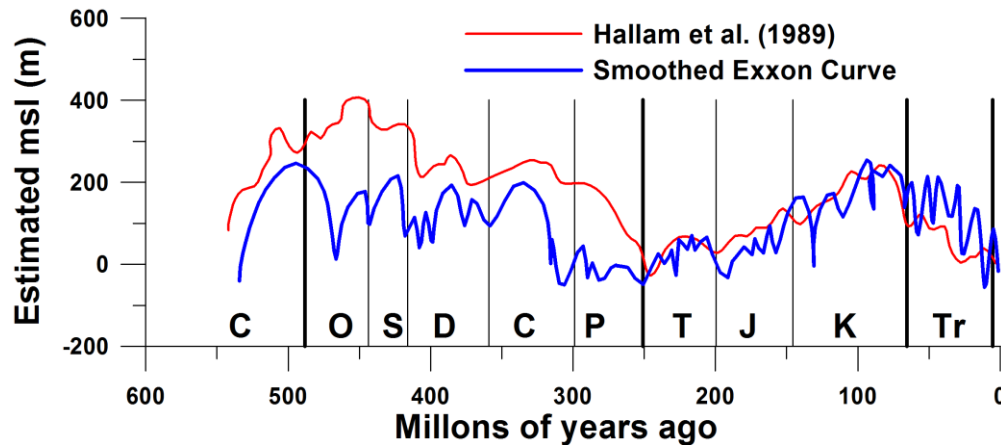


Fig. 1. Variaciones en el nivel del mar

El nmm, en el marco de tiempo geológico se ha visto afectado por una serie de procesos como la tectónica de placas (p.e., la apertura de los océanos), la formación de montañas, los ciclos de glaciación y los patrones de efecto invernadero / oxigenación, sólo para hacer referencia a los que producen los cambios más importantes registrados a lo largo de la historia geológica de nuestro planeta. Lejos de importar cuan exacta es la información proporcionada por la curva en la **Fig. 1**, existe un consenso sobre los principales acontecimientos y el valor general alcanzado por el nivel del mar. Por lo tanto, aún incluyendo los pronósticos más catastróficos que se proponen hoy en día (p.e. que el nivel medio del mar se eleva hasta 6 m), la elevación del nmm no puede ser considerado un problema importante desde el punto de vista de la Tierra. El planeta ha sobrevivido a las variaciones que, prudentemente, han llegado a más de 100 m por sobre y debajo del valor actual. En realidad, considerando la evolución a largo plazo del nmm, se puede asegurar que el presente nivel es uno de los menos comunes. En esa escala, el nmm actual aparece como un lugar de paso de un extremo a otro de la curva.

Mareas

En una escala del orden de horas, los cambios en el nivel del mar son controlados por la atracción astronómica de la luna y el sol sobre las aguas del océano. Ondas de marea generadas por estos procesos son significativamente modificados por la geomorfología de los márgenes continentales y, en especial de los ambientes costeros, ya que se propagan como una onda de agua poco profunda. A medida que estas ondas penetran en las zonas costeras, estuarios, bahías y otros ambientes relativamente cerrados, la asimetría de la onda se hace cada vez más evidente, lo que resulta en cambios en las velocidades de corriente de marea y su duración.

Las mareas son el principal mecanismo para la introducción de sal, sedimentos, nutrientes y otras sustancias del mar adyacente a los estuarios. Las mareas también juegan un papel importante en la distribución de estos componentes dentro de los estuarios y la exportación definitiva de los materiales continentales y estuarinos hacia el mar. En las costas dominadas por marea, como los humedales costeros, las mareas influyen en la definición de las características geomorfológicas, en particular, en la formación y evolución de los cursos de las mareas (Perillo, 2009).

La interacción de la descarga del río con la marea define el patrón de circulación básica del estuario y el grado de estratificación vertical y longitudinal. De hecho, las mareas

marcan la más profunda influencia marina en el continente a lo largo del valle del río, que se puede detectar a veces hasta cientos de kilómetros tierra adentro. Una estructura general de un estuario (**Fig. 2**), establece las influencias fundamentales de la marea a lo largo de los diferentes tramos del río que han sido afectados por la marea. Según lo propuesto originalmente por Dionne (1963) basado en la interacción entre el río y la marea, un estuario puede ser dividido en tres sectores: a) una zona marina, dominada por las mareas y el agua salada, b) un estuario medio (lo que la mayoría de la gente realmente cree que es un estuario) donde el dominio está dado por la mezcla de agua dulce y salada en diferentes proporciones y c) un estuario superior o fluvial, donde sólo hay agua dulce, afectada por las mareas.

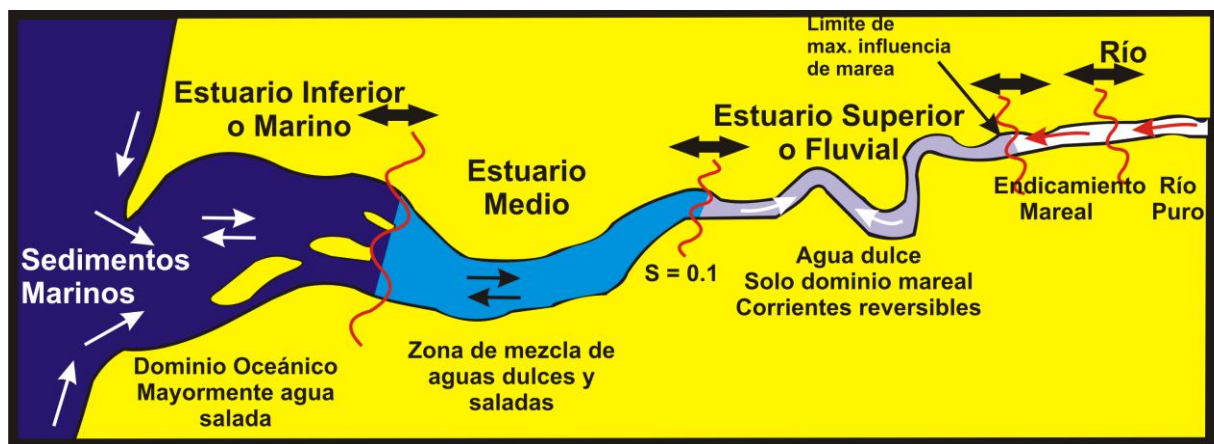


Fig. 2. Esquema general de las partes de un estuario incluyendo sus relaciones con la parte fluvial donde se produce el endicamiento de marea.

Los límites entre las zonas se desplazan por el valle en función del rango de mareas (p.e., sicigia o cuadratura) o la descarga del río. El límite interior del tramo medio lo establece por la isohalina de 0,1 que marca el máximo estimado de la intrusión salina en el valle del río. Para los que siguen la definición de los estuarios brindada por Cameron y Pritchard (1963), este límite define su límite interior. Sin embargo, la influencia de las mareas y la dinámica del estuario se propagan hasta que haya una acción efectiva de la marea. El concepto de "límite efectivo de la influencia de las mareas" fue propuesto por Perillo (1995) en comparación con el "límite de acción de las mareas", sugerido por Dionne (1963), debido a la ubicación en el tramo fluvial donde las mareas tienen una marcada influencia en la dinámica de los procesos que se produce allí. En el tramo superior, por ejemplo, se observan las corrientes contrapuestas que afectan a la geomorfología del ambiente. Así como los humedales de agua dulce están sujetos a la acción de las mareas dentro de este tramo. Todavía hay una zona muy estrecha entre este límite efectivo de la acción de las mareas y el límite fluvial puro denominado "endicamiento de marea" por Perillo (2000) y Perillo y Kjerfve (2003) (**Fig. 2**), donde no hay corrientes reversibles: la descarga del río en realidad se detiene por un corto período de tiempo. Aguas arriba de la influencia de la marea en el río se puede observar en limnógrafos (incluso hasta varios cientos de kilómetros río arriba) que hay cambios en el nivel del agua con la periodicidad de las mareas, pero el flujo del río continúa. La variabilidad en el nivel del río es una prueba directa de endicamiento que causan las mareas y no de la propagación de la marea en el río.

Factores Atmosféricos

En los estuarios, los factores atmosféricos más importantes se relacionan con el viento, la temperatura y la precipitación. La temperatura representa la cantidad de radiación solar que recibe el estuario y su variación estacional es importante. Su influencia es decisiva para todos los procesos biológicos que en ellos ocurren y los efectos que tiene sobre los humedales, especialmente en referencia a evaporación, puede ser significativo. La precipitación es importante, tanto por presencia o ausencia, ya que es el principal mecanismo donde los ríos reciben su aporte de agua dulce. Por lo tanto, la influencia de la precipitación puede ser local (directamente sobre el estuario y su zona adyacente) o remota a partir de las lluvias o nieve que caen en la cuenca de los ríos tributarios del estuario. Como en el caso de la temperatura, las precipitaciones tienen cambios estacionales, pero también suceden en eventos significativos asociados a tormentas y que pueden introducir en el sistema aportes de agua dulce muy significativos en muy escaso tiempo.

Por otro lado, uno de los factores atmosféricos que puede afectar sustancialmente los procesos que ocurren en un estuario es el viento. En regiones donde el viento es una variable atmosférica significativa, como es el caso del estuario de Bahía Blanca (y hacia el sur a lo largo de toda la costa patagónica) su influencia se nota tanto en la propagación de la onda de marea en el estuario como en la formación de olas y en el nivel de mezcla vertical de la capa límite superior. El viento, junto con la marea, son los principales generadores de turbulencia en el sistema y con ello el grado de mezcla de la columna de agua. Ello controla el nivel de estratificación de dicha columna y el transporte de sedimento en suspensión, como la migración de las diferentes especies planctónicas.

Factores Biológicos

Aunque no siempre es reconocido, las plantas y los animales juegan un papel importante en la geomorfología y la dinámica de los ambientes costeros, al actuar como constructores, que afectan a las olas y las corrientes, cambiando la dinámica del transporte de sedimentos o la modificación del sustrato de sedimentos (**Fig. 3**). No hay nada como el factor biológico que represente plenamente la variabilidad de estuarios, ya que están en continua evolución, debido tanto a su patrón de vida natural como también a través de la adaptación a las modificaciones de las condiciones ambientales (Perillo y Piccolo, 2012).

En los humedales costeros, desde los pastos marinos hasta marismas de agua dulce, la influencia de los procesos biológicos es abundante y marcada en cada etapa de su formación y evolución geomorfológica. Ellos actúan como un amortiguador que ofrece protección de las costas contra las olas, las tormentas y los tsunamis. En las zonas tropicales donde los manglares son dominantes y además proporcionan protección, las comunidades biológicas son también fundamentales para la cadena trófica (alimentos) como los mayores proveedores de la productividad primaria y de nutrientes, incluyendo grandes cantidades de materia orgánica disuelta.

En las costas templadas, los humedales predominantes son marismas y planicies de marea, donde ambos tienen una influencia importante por su flora y la fauna en diferentes niveles. El efecto de la atenuación de las olas por el sustrato vegetado produce una disipación de la energía hidráulica. Aunque en las marismas la vegetación es baja, la densidad de la vegetación puede ser mayor que en los manglares y efectivamente absorben energía de las olas (Koch et al., 2009). Las corrientes de marea son frenadas por la vegetación a valores del orden de 5% de los valores que se miden en los cursos de marea adyacentes. Tanto las olas como las corrientes de marea son alteradas por los vórtices y

zonas de estancamiento en torno a la vegetación, donde el sedimento en suspensión transportado durante el flujo se depositará ya que las corrientes de refluo son muy pequeñas para resuspender los sedimentos, y, en consecuencia el nivel de las marismas y, concomitantemente, la vegetación de las marismas también aumenta (D'Alpaos et al., 2009; Lara et al., 2009). Desde el borde de los humedales hacia el interior, las olas se atenúan, lo que reduce su capacidad para erosionar y transportar sedimentos.

Para el común de la gente, las planicies de marea puede asemejarse a desiertos de barro, pero generalmente su actividad biológica es extraordinaria. Diatomeas y cianobacterias, por ejemplo, cubren la gran mayoría de las planicies y son factores importantes en la definición de la capacidad de las olas y las corrientes de erosionar la superficie. Ambos microorganismos producen sustancias que generan las biopelículas que protegen la superficie, sin embargo, cuando el biofilm es distribuido de manera desigual o interrumpida, la erosión puede ser irregular (Cuadrado et al., 2011). Por otro lado, la alta concentración de diatomeas, especialmente en primavera y verano, puede generar abundante oxígeno que desprende trozos de sedimentos secos que flotan que son fácilmente transportados por una corriente donde también se transporta meiofauna a nivel local (Hicks, 1988).

Por otro lado, la fauna bentónica (cangrejos, poliquetos, artrópodos) son muy activos en bioturbar el sedimento, pero también producen estabilización. La bioturbación aparece en forma de cuevas, mezcla y remoción de sedimentos e incluso cambia la distribución redox en los sedimentos. Los sedimentos bioturbados pierden su cohesión y estabilidad, lo cual hace que sean más fáciles de transportar. La estabilización de los sedimentos puede ser facilitada con la incorporación de bolitas fecales por gasterópodos, moluscos y poliquetos, que aumentan el tamaño de las partículas, lo cual requiere corrientes más altas para moverlos. Por ejemplo, Andersen y Pejrup (2002) demuestran en una planicie de marea en Dinamarca que la tasa de erosión crítica se incrementa linealmente con la concentración en masa de bolitas fecales de caracoles que habitan en la superficie.

Los cangrejos también son ingenieros ecosistémicos (Escapa et al., 2007), cuando su actividad cavadora es muy densa (40-60 cuevas/m²). En estas condiciones, afectan la estabilidad y, en el caso de la marisma alta en el estuario de Bahía Blanca, cambian el patrón de distribución de las plantas y el desarrollo de nuevos cursos de mareas (Perillo y Iribarne, 2003a, b; Minkoff et al., 2006, Perillo, 2009). Además, cuando los cangrejos remueven el sedimento de sus cuevas, forman un montículo a un lado de la boca (Escapa et al., 2008) que cuando se seca produce un patrón de flujo complejo, incluyendo los vórtices muy similares a los observados en torno a las plantas de las marismas. Cuando se transportan, estos montículos se convierten en bolas de lodo que son movidas por las olas y transportadas por las corrientes.

La estabilidad de los sedimentos en las zonas intermareales puede estar relacionada con la interacción entre todos los actores del ecosistema. Por ejemplo, en una planicie de marea de Minas Basin (Bahía de Fundy) la fuerza de sedimentos se correlacionó



Fig. 3. Biofilm de color pardo amarillento que cubre la planicie de marea y protege a los sedimentos que se encuentran por debajo de la acción de olas y corrientes.

con la llegada de un gran número de aves playeras migratorias (Daborn et al., 1993). Antes de su llegada, la cohesión del sedimento fue producida por la secreción de sustancias poliméricas extracelulares (EPS) por diatomeas bentónicas cuya actividad fue controlada principalmente por el anfípodo *Corophium volutator*. Cuando los pájaros arribaron, la notable reducción de la densidad de *Corophium*, su presa principal, modificó el grado de bioturbación del anfípodo y consecuentemente cambió la presión de pastoreo. Como resultado, la población de diatomeas aumentó y por lo tanto la producción de carbohidratos también aumentó (Daborn et al., 1993).

Factores Humanos

Los estuarios son el ambiente costero por excelencia donde se producen los mayores impactos antrópicos. Ello se debe justamente a su ubicación privilegiada para el desarrollo de ciudades y puertos, los que normalmente tienen asociados polos industriales. La sumatoria de las descargas cloacales como industriales suelen ser enviadas a los estuarios. En el mejor de los casos, existen tratamientos previos que disminuyen significativamente el aporte de contaminantes. Pero es mucho más común, aún en países altamente desarrollados que el nivel de tratamiento de las aguas residuales sea medio, bajo o nulo. Aunque los efectos de las descargas sobre el propio estuario son los más importantes, ellos también son los receptores de todas las descargas que se realizan a lo largo de los ríos tributarios. Por lo que, la mezcla de potenciales sustancias que reaccionan con diferente grado de efecto en presencia de otras puede influenciar en el nivel de impacto que tiene el estuario.

Sin bien los estuarios pueden tener instantáneamente altos niveles energéticos, los flujos residuales que definen el tiempo de residencia de las sustancias en el estuario suelen ser largos (al menos 5 a 30 días dependiendo del punto de descarga y los valores y dirección de esos flujos residuales). Como resultado, estos cuerpos de agua tienden a ser concentradores de contaminantes. Ello afecta necesariamente la calidad de las aguas para su uso recreacional o por la biología que lo habita.

El desarrollo de puertos, dragado de vías navegables y de los mismos puertos modifican la geomorfología y la circulación de los estuarios (Gómez et al., 2005). Es decir que cualquier obra que se realice en el propio estuario o en sus adyacencias afecta el comportamiento y evolución de los mismos ya que cambian el patrón de corrientes, el aporte y transporte de sedimentos.

Clasificación de Estuarios

Existen diferentes clases de estuarios discriminados principalmente por las características geomorfológicas y la génesis del valle donde se han desarrollado. En la Fig. 4 se presenta el esquema de la Clasificación Morfogenética de estuarios (Perillo, 1995; Perillo et al., 1999). A continuación se presenta una descripción de los elementos que la componen incluyendo algunos ejemplos principalmente de ambientes argentinos. La primera división dentro de la clasificación es necesariamente genética, entre estuarios Primarios y Secundarios.

Estuarios Primarios: la forma básica de los mismos es el resultado de procesos terrestres y/o tectónicos y la acción del mar no ha producido cambios significativos sobre las formas originales. Específicamente estos son aquellos estuarios que esencialmente han preservado las características iniciales de su formación hasta el presente.

Estuarios Secundarios: la forma observada es el producto de procesos marinos y su influencia relativa sobre la descarga fluvial que ha actuado desde que el nivel medio del mar alcanzó aproximadamente la posición presente.

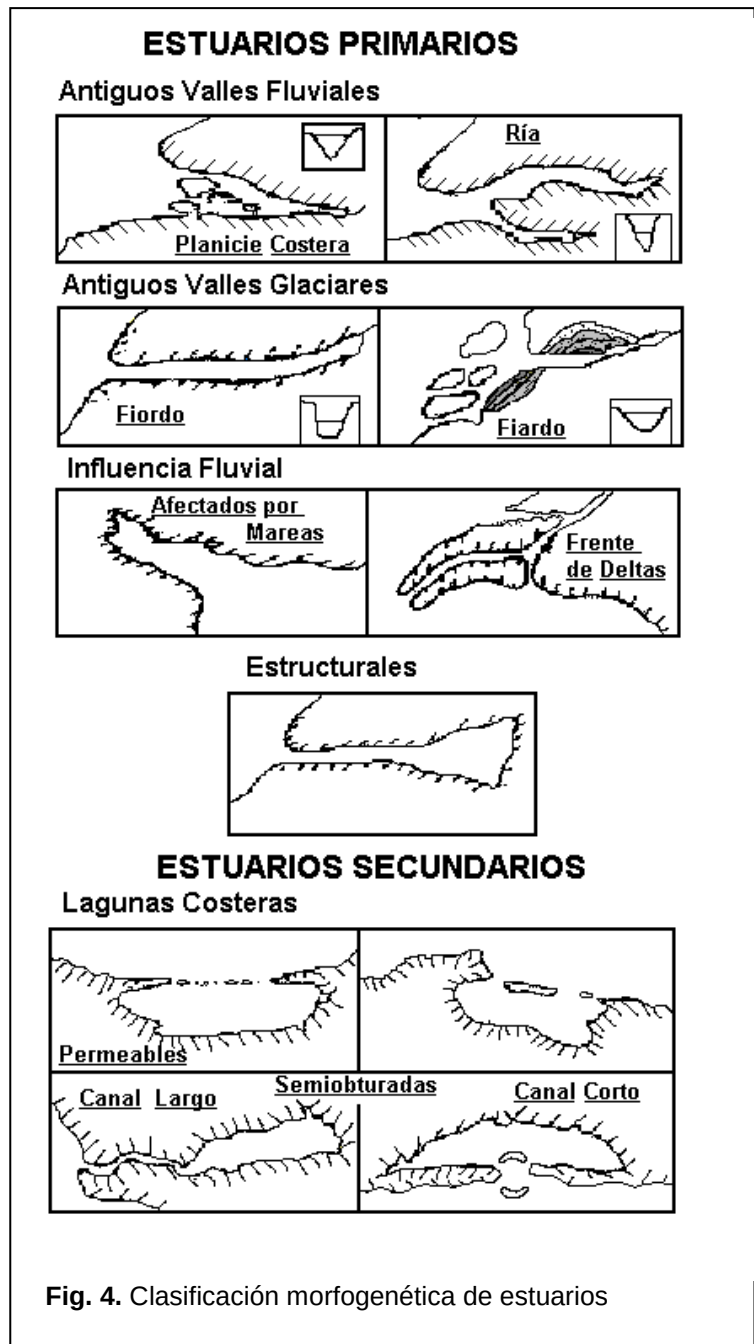
Dentro de los estuarios Primarios se han establecido una serie de categorías relacionadas con el mecanismo por el cual se formó el tramo de la costa donde se ha establecido un estuario. Cada una de ellas y sus subcategorías se describen a continuación:

Antiguos Valles Fluviales: estos se han formado por la invasión del mar durante la última transgresión de valles fluviales formados durante el Pleisto-ceno-Holoceno. De acuerdo con el relieve relativo de la costa donde se han producido. Se los subdividió en dos categorías: *Estuarios de Planicies Costeras* y *Rías*.

Estuarios de Planicies Costeras: Ellos son lo que en general todo el mundo piensa que debería ser un estuario. La **Fig. 4** muestra una versión esquemática de un estuario de este tipo. Normalmente los mismos tienen forma de embudo y su sección transversal decrece exponencialmente desde la boca hacia su cabecera.

El perfil longitudinal de fondo muestra un suave gradiente hacia la boca que, en general, no es interrumpido por un umbral de materiales del valle original o por depósitos sedimentarios previos al establecimiento del estuario. En promedio, estos estuarios tienen profundidades del orden de 10 m alcanzando hasta 20 o 30 m en sus bocas. El valle (o sección transversal) posee una forma de V abierta y restringida solamente al canal. Normalmente los valles presentan terrazas ya sea sobre una o ambas riberas que dan origen a planicies de marea, marismas o asentamientos de manglares. Ejemplos de estuarios argentinos de planicies costeras son los correspondientes a los ríos Quequén Salado, Quequén Grande, arroyo Claromecó, etc.

Rías: son antiguos valles fluviales inundados por el mar en costas con relieve relativo alto, es decir costas montañosas o acantiladas. El término que deriva de las costas de rías típicas del norte de España y oeste de Francia ha sido mal empleado en América especialmente



debido a la influencia española, ya que estos llamaban rías a cualquier estuario. En General Lavalle se llaman rías a los canales de marea que bordean la parte sur de la bahía de Samborombón; muchas de ellas ni siquiera son estuarios. Las rías presentan las mismas características que la categoría anterior pero su valle normalmente es de forma de V mucho más cerrada, la pendiente de sus fondos son mayores alcanzando rápidamente profundidades importantes de más de 30 m en su boca. Otro elemento diferente respecto a los estuarios de planicie costera es el tamaño del sistema. Estos suelen ser ambientes de gran longitud con un desarrollo areal amplio y cuenca fluvial extensa, mientras que las rías que se concentran en valles montañosos tienen cuencas fluviales pequeñas, escaso desarrollo longitudinal y areal de la zona estuarial. En la Argentina existen solo tres rías típicas, Deseado, Coig y San Julián. Si bien los lugareños denominan rías a los estuarios de los ríos Santa Cruz y Gallegos, las características geomorfológicas hacen que los mismos no posean todos los elementos necesarios. Lo cual hace muy difícil clasificarlos aún dentro de otras categorías existentes.

Antiguos Valles Glaciares: Al igual que su contraparte fluvial, estos estuarios se formaron por la invasión del mar sobre valles glaciales formados durante las glaciaciones ocurridas durante el Pleistoceno. Mientras los estuarios asociados a ríos se desarrollaron en latitudes bajas y medias, los ambientes glaciares están relacionados a latitudes altas que fueron cubiertos por la calota glaciaria Pleistocena (norte de Europa y Canadá) o en costas afectadas por glaciación alpina (costa sur de Chile). Usualmente la lengua glaciar invadió un valle fluvial anterior y su efectivo y característico mecanismo de erosión labró un valle totalmente diferente. Cuando los glaciares retrocedieron, el mar avanzó inundando esos valles glaciares. También se determinan dos categorías en función de su relieve relativo: fiordos y fiardos.

Fiordos: ocupan valles glaciares formados en costas de alto relieve. Las características morfológicas de un fiordo típico se presentan en la **Fig. 4**. El ancho del valle es relativamente uniforme y su sección transversal tiene forma de U. Los fiordos pueden tener normalmente profundidades entre 200 y 800 m alcanzando su máximo de 1200 m en el canal Mercier (Chile). Uno de los elementos sobresalientes de la mayoría de los fiordos es la presencia de un umbral ubicado cerca o en la boca del valle. La cresta de estos umbrales puede estar a tan solo 4 m de profundidad, como ocurre en la costa de Noruega, alcanzar unos 150 m de profundidad en la costa de la Columbia Británica (Canadá) o no existir directamente como los fiordos de la costa este de Canadá. En general, el umbral corresponde a la morena frontal que marcó el máximo avance del glaciar dentro del valle. Umbrales menores suelen encontrarse dentro del fiordo debido a otras morenas frontales originadas ya sea por fluctuaciones durante el retroceso del glaciar principal o por la descarga de glaciares tributarios. Si bien no es un estuario, el estrecho de Magallanes es el único ambiente que posee estas características en la Argentina. La mayor parte de los fiordos en América del Sur se ubican sobre la costa sur chilena, siendo, como ya se indicó, el canal Mercier el más profundo del mundo.

Fiardos: La principal diferencia con los fiordos es que estos se han formado en costas de escaso relieve relativo como ocurre en la costa norte de Suecia, de donde deriva el nombre. Las secciones transversales de las fiardos poseen paredes menos empinadas que los anteriores y presentan terrazas laterales que pueden ser confundidas con planicies de depositación. Otra diferencia importante entre ambos es que los fiardos poseen márgenes interiores sumamente irregulares y sus tributarios entran en el sistema con ángulos agudos y sin valles colgantes. En el caso de los fiordos ocurre exactamente lo contrario. Debido a las regiones en las que se desarrollan, los antiguos valles fluviales tienden a formarse en costas

rocosas y el aporte sedimentario (comparado con el de los valles fluviales) es relativamente escaso y variable estacionalmente. En las cabeceras, cerca de la entrada del río principal, se observan sedimentos gruesos, mientras que el material del fondo aparece como una delgada capa de fango depositada en un ambiente reductor. Los fangos son el producto de la depositación de sedimentos en suspensión debido a que la circulación por debajo del nivel del umbral es pobre o nula.

Ríos Influenciados por la Marea: En ríos con grandes descargas como son los casos del Amazonas, Mississippi y de la Plata, el valle original no ha sido inundado completamente por el mar. Sin embargo, la circulación se ve fuertemente afectada por la dinámica de mareas. Ello incluye especialmente la presencia de corrientes reversibles que permiten el desarrollo de patrones geomorfológicos específicos. Estos también han sido divididos en dos subcategorías:

Ríos Dominados por las Mareas: incluyen a aquellos ríos que son afectados por la marea pero la intrusión salina se limita a la boca o está totalmente ausente del valle. Normalmente estos estuarios están asociados con ríos de gran descarga y que, ya sea por su ubicación particular (p.e., Río de la Plata) o por la relativamente fuerte dinámica costera en sus bocas (p.e., Amazonas) no desarrollan un delta. El grado de intrusión salina depende de las condiciones estacionales y climáticas; sin embargo, los procesos mareales son muy importantes en el transporte de sedimentos y la evolución morfológica del valle.

Estuarios de Frentes de Delta: esta categoría incluye a los estuarios encontrados en las porciones de los deltas afectados por la dinámica de mareas y/o intrusión salina. El ejemplo clásico lo conforman los canales exteriores del delta del Mississippi, mientras que en nuestro país el único que se comportaría como tal es el río Colorado.

Estuarios Estructurales: sus valles se originaron por procesos neotectónicos tales como fallamiento, vulcanismo, rebote glaciario, isostasia, etc., que hayan ocurrido desde el Pleistoceno. Clasificaciones anteriores que incluían versiones relacionadas con esta categoría en ningún momento consideran el problema del tiempo. En el presente caso, todos los procesos estructurales que dieron lugar a la formación del valle deben estar activos actualmente o han ocurrido desde el Neogeno. De otra manera, se podría sugerir que casi todos los estuarios serían de esta categoría ya que gran parte de ellos están controlados por fallas. Ejemplos son la bahía de San Francisco (EEUU) y el río Valdivia (Chile). En Argentina no hay evidencias claras de estuarios estructurales aunque por su geomorfología actual se sugiere el estuario del río Gallegos.

Lagunas Costeras: dentro de los estuarios secundarios la única categoría es la de las Lagunas Costeras, las que se pueden definir como: cuerpos de agua interiores usualmente paralelos a la costa, separados del mar por una barrera, y conectados al océano por una o más bocas. Las subcategorías están basadas en la naturaleza de la entrada. De hecho todos los estudios realizados en los últimos 10-15 años demuestran sin lugar a dudas que el comportamiento de las lagunas costeras está significativamente unido a la forma de la entrada.

Semiobturada: se caracterizan por un única entrada; p.e. Laguna de los Patos (Brasil); Mar Chiquita (Argentina). Dentro de las lagunas semiobturadas (Perillo et al., 1999) hacen la distinción entre aquellas que son de canal corto de las de canal largo. La diferencia entre ambas no estriba en la longitud real del canal sino en el efecto que tiene este para filtrar la propagación de la marea dentro de la laguna. En el caso de las bocas de marea cortas, la marea pasa del mar a la laguna con prácticamente ninguna pérdida de energía, mientras que en los extremos de los canales largos, la marea puede ser totalmente filtrada o ser despreciable dentro de la laguna (p.e., laguna de Araruama, Brasil).

Restringidas: poseen unas pocas entradas o una boca muy ancha; p.e., Pamlico Sound, EE.UU.; bahía San Sebastián (Argentina), laguna de Términos (México).

Permeables: tienen gran número de entradas separadas por pequeñas islas de barrera; Laguna Belice (Belice), Mississippi Sound (EEUU). No hay ejemplos de estas lagunas en Sudamérica.

Como se indicó, existen marcadas diferencias en la geomorfología y los procesos dinámicos de la laguna en función de la longitud del canal. A su vez, esta es una respuesta a los procesos dominantes que dieron lugar a la laguna. Es especialmente importante la relación con la deriva litoral y las variaciones del nivel medio del mar durante la formación de la barrera. Esto último muestra además una reacción a las diferentes condiciones sufridas por el nivel del mar en los hemisferios Norte y Sur.

Ambientes Morfológicos de los Estuarios

A grandes rasgos, la estructura general de los estuarios se observa en la **Fig. 2**. Básicamente esta estructura está conformada por un canal de marea principal y una serie de ambientes característicos que representan condiciones dinámicas, climáticas y biológicas específicas que deben ser descritas cuando se analiza la geomorfología de los estuarios. Estos ambientes son principalmente: planicies de marea, marismas y manglares. Son ambientes intermareales (se cubren y descubren con la marea) que pueden encontrarse en costas abiertas, pero son mucho más comunes en las zonas interiores de estuarios. Ello se debe a que los estuarios le ofrecen las condiciones ideales de protección para que se produzca una sedimentación de los materiales finos que son los principales componentes sedimentarios de estos ambientes.

Canales de marea

Los canales en general son ambientes de alta energía generada por el movimiento de la marea. Es común encontrar el fondo de los canales tapizados de arenas gruesas a gravas. Este sedimento, dependiendo de su abundancia y capacidad de carga de las corrientes de marea, es factible de ser transportado y puede formar campos de dunas submarinas (Ashley, 1990; Aliotta y Perillo, 1987; Gómez et al., 2010). En cercanías de la boca del estuario se pueden formar bancos de arena submareales a intermareales, lineales a sinuosos, generalmente alineados a las corrientes de marea residuales. También es común la formación de deltas de flujo y reflujo debido a la redistribución de sedimentos bajo la acción de las corrientes de marea en la boca del estuario. Cuando esta sedimentación se forma hacia el mar se denomina delta de reflujo ya que son estas corrientes las responsables de diseñar los canales y bancos; y se denomina delta de flujo cuando la sedimentación se desarrolla hacia el interior de la boca bajo la acción de las corrientes de flujo. Canales de marea más angostos y de profundidades someras pueden intersectar las planicies de marea. En general, los canales son ambientes no depositacionales y a veces erosivos. La mayoría son submareales, sin embargo, en ambientes macromareales la red de canales puede quedar expuesta en condiciones de baja marea. La concentración de carbonato y materia orgánica es variable, y puede ser típicamente alta en estuarios tropicales. Los canales son ambientes importantes para un amplio rango de organismos marinos y estuarinos (dependiendo de la salinidad y turbidez) y proveen protección y acceso a predadores estuarinos.

Planicies de Marea

Como su nombre lo sugiere, estos ambientes presentan relativamente escasa pendiente y se relacionan profundamente con los niveles de marea. Probablemente la definición más aceptada es la propuesta por Klein (1985) que indica que las planicies de marea son "... ambientes de bajo relieve conteniendo sedimentos inconsolidados y no vegetados que se acumulan dentro del rango de marea, incluyendo la zona supramareal". No obstante, Amos (1995) y Gao (2009) proponen dividirlos en tres niveles: a) zona supramareal, que se ubica por encima del nivel de pleamar de sicigia y solo es inundada en condiciones extremas (p.e, tormentas severas); b) zona intermareal, localizada entre pleamar y bajamares de sicigias y es inundada periódicamente durante ambos ciclos de sicigia y cuadratura y c) zona submareal, la que se ubica por debajo del nivel de bajamares de sicigias y raramente se expone al aire. Ellas están presentes donde las marismas están ausentes o entre la marisma y el ambiente submareal. Las planicies se desarrollan más comúnmente en costas protegidas como el caso de los estuarios o detrás de barreras, donde la acción de las olas es escasa pero el aporte sedimentario es significativo (Cuadrado et al, 2004). Cuando se forman en costas abiertas, las olas se ven reducidas por efectos de una plataforma interior muy ancha o por los efectos de la gran cantidad de sedimento en suspensión. Este es el caso típico de la planicie frente a la costa de Surinam donde las olas desaparecen por la alta viscosidad del agua.

Entre los elementos más importantes que deben tomarse en consideración al describir las planicies son la amplitud de marea (macro, meso o micromareal) y el aporte sedimentario (composición, granulometría y abundancia). La mayoría de las planicies se encuentran en ambientes meso y macromareales (amplitudes de marea superiores a 2 m las primeras y a 4 m las segundas). Ello, sumado a la escasa pendiente, implica que la superficie expuesta durante la bajamar es mucho mayor cuando mayor sea la amplitud de marea. También la marea determina la zonación propia de las planicies. Por otro lado, el aporte sedimentario debe ser significativo como para poder construir este ambiente. Sin embargo, debido a la relativamente escasa energía, no necesariamente debe ser un aporte extremadamente alto. En este sentido, los sedimentos predominantes son limos y arcillas sobre todo en la zona intermareal, mientras que la parte submareal suele ser más arenosa (Cuadrado, et al., 2004). Es muy raro encontrar gravas salvo en sitios donde existe un aporte importante de estos materiales como ocurre en Bahía Loyola en el estuario del Río Gallegos (Perillo et al., 1996).

Un elemento característico de los ambientes intermareales en general, pero muy especialmente en las planicies, son los cursos de marea (Perillo, 2009). Ellos se forman inicialmente por la concentración del agua en pequeñas depresiones de la planicie y el proceso erosivo subsecuente cuando se drenan esas depresiones durante la bajamar. A medida que el proceso erosivo se acrecienta, los pequeños surcos rápidamente evolucionan en canales cuyo tamaño va creciendo paulatinamente en función de la cohesividad de los sedimentos. Prácticamente desde su inicio los cursos de marea adquieren un patrón meandriforme que se va acentuando a medida que se hacen cada vez mayores. Justamente los meandros son el mecanismo principal de evolución y migración lateral de los canales. El efecto del tipo de sedimento en la velocidad de migración es remarcable. Por ejemplo en fangos la migración es del orden máximo de 25 m/año mientras que en arenas ese valor puede alcanzar fácilmente los 100 m/año. En la Argentina las planicies de marea se encuentran principalmente en el borde sur de la bahía de Samborombón, en mucha menor proporción en sectores definidos de la Laguna Mar Chiquita y en el estuario del río Quequén Salado (cerca de su desembocadura). Pero los mayores desarrollos se observan en el

estuario de Bahía Blanca y Bahía Anegada, la parte interior de Caleta Valdés; y de las bahías San Antonio y San Sebastián y en los estuarios de los ríos Gallegos, Santa Cruz y Coig.

Marismas Saladas y de Agua Dulce

Las marismas son ambientes intemareales que se diferencian de las planicies por la presencia de vegetación vascular que puede ser halófito (plantas que pueden vivir en ambientes salinos) o no según se trate de ambientes donde exista posibilidad de inundación de aguas saladas. Si bien presentan una zonación similar a la descrita para las planicies, las marismas tienden a desarrollarse en niveles topográficos más altos. De hecho, las marismas suelen colonizar planicies de marea en sitios donde existe progradación de las planicies heredando las características morfológicas de éstas, especialmente los cursos de mareas. Antes de la colonización por las plantas vasculares, el sedimento de las planicies es normalmente estabilizado por algas, especialmente diatomeas. Por lo tanto, el frente de colonización está muy bien marcado y solo sobresalen algunos manchones de plantas pioneras. En cambio, la colonización puede verse retardada en lugares donde se concentra agua durante la bajamar en pequeñas cuencas donde la evaporación subsecuente incrementa la salinidad hasta niveles incompatibles con los requeridos por las plantas.

Las plantas son un factor esencial en el crecimiento y desarrollo de las marismas. Especialmente aquellas de tallos altos (p.e., *Spartina*) ya que afectan significativamente la circulación de las aguas cargadas de sedimentos y reducen la erosión por las olas. Cuando la energía de las aguas se ve disminuida por la fricción de la vegetación, el sedimento en suspensión tiende a depositarse y, por lo tanto, se produce un crecimiento vertical de la marisma. En este sentido, las marismas poseen mayor estabilidad que las planicies y la posibilidad de erosión es superior en las últimas.

Existen notables diferencias en los géneros y especies de plantas dentro de una misma marisma. Por ejemplo, las especies con tallos más desarrollados tienden a encontrarse en los bordes de los cursos de marea, disminuyendo en altura hacia las zonas menos activas y altas topográficamente. Sin embargo, la mayor zonación depende del clima. Las especies dominantes en zonas templadas son principalmente del tipo *Spartina* (p.e., *S. alterniflora*, *S. patens*, etc.), mientras que en climas fríos el dominio es de las *Salicomas* (p.e., *S. antigua*, *Festuca*, *Griceda*, etc.). Como veremos en la siguiente sección, las marismas tienen menor desarrollo en climas tropicales pero no desaparecen.

Resulta obvio que la composición de los sedimentos tanto en la superficie de las marismas como en suspensión es notablemente diferente del de las planicies. El porcentaje de materia orgánica es muy superior tanto derivada de las propias plantas como por la mayor actividad biológica existente en las marismas. La vegetación no sólo sirve de alimento para diversas especies animales sino que actúa como protección que permite utilizarla como áreas de desove y desarrollo, de juveniles.

Las marismas en Argentina se encuentran principalmente asociadas a las planicies de marea indicadas en la sección anterior. Por ejemplo, las planicies van siendo reemplazadas por marismas de sur a norte en la bahía de Samborombón. Tanto en Mar Chiquita como Bahía San Julián, Puerto Deseado y a lo largo de la costa sur del estuario del río Santa Cruz las marismas son dominantes sobre las planicies. En el caso de Bahía Blanca se ha producido en los últimos años un efecto muy significativo. Mientras que el estuario presentaba fuertes procesos erosivos locales, luego que se volcara gran parte del refulado originado en el dragado del canal de navegación en 1989 sobre esas planicies, se

ha detectado en la actualidad la formación de una marisma dominada por *Spartina alterniflora* a lo largo del Canal Principal (Mazzon et al., 2009).

Manglares

Los manglares se desarrollan principalmente entre las latitudes de 30° S y 30° N. Aunque en las latitudes más extremas pueden existir todavía vegetación de marismas. Sin embargo, estos no pueden considerarse totalmente como los equivalentes de las marismas en baja latitud debido a la estructura de la vegetación y su posición con respecto al nivel de la pleamar media. Los manglares están formados por árboles y arbustos mientras que las marismas sólo poseen hierbas. Además, debido a las raíces especiales que poseen, muchos tipos de manglares están adaptados a vivir en suelos totalmente inundados en un nivel inferior al de la mayor parte de las marismas. Existen dos mecanismos básicos en las que los manglares actúan como sistema de protección en comparación con los ambientes de planicies y marismas. Por un lado, el denso enrejado de troncos y raíces aéreas producen una fuerte reducción de las corrientes, favoreciendo la sedimentación. Por el otro, el sistema de raíces bajo tierra es muy denso lo que induce una mayor unión del sedimento aumentando la estabilidad del suelo.

Se han determinado un total de 60 especies de manglares en seis zonas alrededor de la faja tropical de nuestro planeta. Cada una de ellas ha sido diferenciada por una particular combinación de especies exclusivas. Pero todas las especies tienen en común el hecho de que están adaptadas a suelos húmedos a inundados, aguas salinas e inundación periódica por las mareas. Al igual que en el caso de las planicies y de las marismas, también los manglares presentan una zonación que es comúnmente paralela a los canales en los estuarios.

En Argentina no existen manglares y los primeros que se observan en Sudamérica aparecen en la parte norte de la laguna de los Patos en Brasil. Su densidad aumenta significativamente hacia el norte. Todos ellos se encuentran dentro de la zona Atlántica dominada por especies tales como *Avicenia germinans*, *Rizophora harrisoni*, *R. mangle* y *R. racemosa* entre otras.

Pastos marinos

Si bien en la Argentina no se han descripto ambientes de pastos marinos, estos son muy importante en numerosas regiones del planeta, especialmente por los servicios ecosistémicos que estos aportan (Koch et al., 2009; Granek et al., 2009). Los pastos marinos normalmente se encuentran la mayor parte del tiempo por debajo del nivel de bajamares pero cumplen un rol muy significativo en tanto como regiones de nursery y crecimiento para muchas especies dada la protección que ellos ejercen y el importante aporte de nutrientes. Por otro lado, ellos tienen, donde existen, un importante efecto sobre la acción de las olas ya que actúan sobre ellas produciendo su atenuación y reduciendo el efecto erosivo que pueden tener sobre la costa (Koch et al., 2009).

En los trópicos existe un gran diversidad de especie incluyendo hasta un máximo de nueve especies presentes en el mismo prado, pero en costas templadas el número de especies se reduce notablemente y son mucho más comunes los prados monoespecíficos (Holmer, 2009). En comparación con las comunidades de macroalgas, la diversidad de pastos marinos es relativamente baja, pero entre las 60 especies que se encuentran, hay grandes diferencias morfológicas que se extiende desde especies pequeñas de unos pocos centímetros de longitud de las hojas de un metro de largo de *Zostera marina* y *Acoroides enhalus*.

Las plantas en las praderas submarinas están ancladas en los sedimentos por rizomas y raíces de longitudes similares que se extiende desde pocos centímetros hasta varios metros de profundidad. Los rizomas y raíces de los pastos marinos estabilizan los sedimentos y en cierta medida, protegen las zonas costeras contra la erosión. Al mismo tiempo acumulan materia orgánica, que afecta las condiciones biogeoquímicas de los sedimentos, incluyendo la actividad microbiana y el potencial redox (Holmer, 2009).

Análisis de Facies Geológicas

Para el análisis de facies geológicas en estuarios se utilizará el marco conceptual desarrollado por Dalrymple et al. (1992) quien desarrolló dos miembros ideales extremos para explicar la sedimentación estuarina. Estos autores exponen este concepto fundamentalmente desde un punto de vista específicamente geológico para identificar las facies sedimentarias en la columna estratigráfica y no representan necesariamente la diversidad de características geomorfológicas que existen en los estuarios actuales. No obstante, este marco conceptual es muy aceptado dentro del ámbito geológico ya que ha permitido que se puedan identificar numerosos ambientes estuariales dentro de la columna estratigráfica en los últimos 20 años.

Para el modelo conceptual se consideran solo los estuarios desarrollados en las bocas de los ríos que han sido transgredidos por el mar. En la actualidad, en estos estuarios, el aporte de sedimentos no está en equilibrio con la elevación del nivel del mar alcanzado y, por consiguiente, el estuario sigue evolucionando, actuando como un receptáculo de sedimento tanto de origen terrígeno como marino. Por lo tanto, se reconoce que el estuario es una zona de interacción entre el aporte fluvial y los procesos marinos, incluyendo las olas y mareas. Se entiende entonces, que los estuarios se rellenan de sedimentos si las condiciones de ascenso del nivel del mar son muy lentas o estables.

El estudio del relleno de los valles de los ríos como consecuencia de las transgresiones eustáticas (elevaciones del nivel del mar en las fases interglaciares), llamó la atención por la semejanza con los de depósitos estuarinos. Eso llevó a Dalrymple et al. (1992) a definir un estuario como "la parte ubicada hacia el mar de un valle inundado, que recibe sedimentos de origen tanto fluvial como marino y sometida a la acción de las olas, las mareas y el río. Se extiende desde el límite superior de influencia de las mareas hasta el límite de las facies marinas costeras". Ello significa que, en una escala geológica, los estuarios son ambientes efímeros ya que se desarrollan durante las transgresiones que provocan inundación. Su desarrollo depende de la morfología de la costa (valle) y de un contexto eustático transgresivo. A grandes rasgos, si aumentan los aportes sedimentarios o si disminuye la velocidad del nivel eustático, el estuario se rellena y evoluciona a un delta siempre y cuando la dinámica marina no retransporte el material fuera de la cuenca de recepción.

La mayor parte de los actuales estuarios son geológicamente muy jóvenes, pues se han desarrollado a partir del último ascenso del nivel del mar interglaciar que ha inundado las desembocaduras de los sistemas fluviales. Un estuario se desarrolla durante una transgresión y desaparece cuando empieza una regresión y/o una progradación.

Como se ha mencionado anteriormente, en todos los estuarios se distingue: (1) Una parte externa (distal, boca) dominada por las olas o corrientes de mareas, que inducen una sedimentación gruesa (arenas) y un transporte aguas arriba de los sedimentos, (2) una parte central con energía mínima, porque se equilibran más o menos las influencias (marina y fluvial), donde se depositan sedimentos más finos, y (3) una parte interna (proximal, cabecera) dominada por la energía del río, que induciría una sedimentación de los materiales transportados por el río (el tipo de sedimento depositado depende fundamentalmente del tipo de material aportado por el río) (Fig. 2).

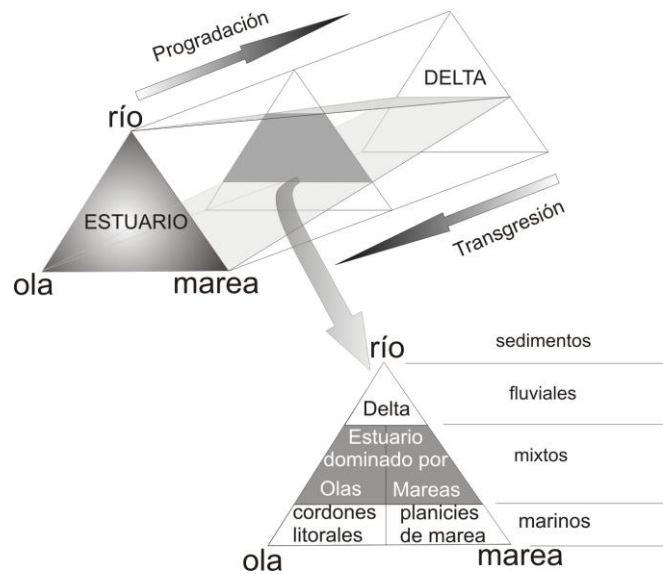


Fig. 5. Esquema de evolución de ambientes costeros y clasificación ternaria.

Modelos de Estuarios

Para desarrollar el marco del modelo conceptual es necesario examinar la relación de los estuarios desde dos perspectivas: a) la relación de los procesos físicos que están actuando y b) los cambios temporales que ocurren como respuesta de los cambios en el nivel del mar. Con respecto al primero, la relativa influencia de los procesos físicos que actúan controla la geomorfología del estuario del mismo modo que en otros ambientes costeros (Coleman y Wright, 1975; Galloway, 1975). La evolución del ambiente se logra incorporando una tercera dimensión, teniendo en cuenta el tiempo (geológico) formando un prisma triangular. El tiempo está expresado en términos de transgresión y progradación (Fig. 5).

Como se ha indicado anteriormente, los estuarios son sistemas geológicos efímeros. Si la tasa de sedimentación es suficiente en relación al tamaño del valle inundado, el estuario prograda, se rellena de sedimentos y se puede formar un delta. En este caso el sedimento es suministrado fundamentalmente por el río. Si el suministro de sedimentos es aportado por procesos marinos como olas y corrientes se forman cordones litorales y planicies de marea sobre la costa. De esta manera, el estuario desaparece. Por el contrario, si los cambios están asociados a una transgresión (inundación de los valles de los ríos por ascenso del nivel del mar), se forman los estuarios, sobre la cara frontal de la Fig. 5.

Se puede utilizar una sección vertical transversal al prisma para entender la geomorfología de los estuarios. La dominancia de alguno o varios de los procesos que intervienen en un estuario genera la geomorfología predominante del ambiente y puede ser representada en un triángulo. Cada vértice representa el flujo del río, las olas y las mareas, respectivamente. Los deltas están posicionados en el extremo superior donde el aporte sedimentario del río predomina, mientras que costas progradantes, no deltaicas (cordones litorales y planicies de marea) están posicionadas en el segmento inferior opuesto, donde el sedimento es transportado en la costa por olas y corrientes de marea. Los estuarios ocupan la posición intermedia ya que posee una fuente mixta de sedimentos. El área trapezoidal

que queda en el centro puede ser subdividida en dos tipos: estuarios dominados por olas y dominados por mareas. La energía fluvial proveniente del río disminuye hacia la base del trapecio.

Modelos Geomorfológicos Teóricos

Debido a la estrecha relación existente entre la geomorfología de los ambientes costeros de sedimentación clástica y la influencia relativa de las olas y las mareas en la costa, es posible distinguir entre costas dominadas por olas y costas dominadas por marea y ello se puede resumir en modelos de facies teóricos. Este esquema teórico se sigue como eje del presente capítulo. Se presentan los modelos clásicos de estuarios dominados por olas y por mareas, previa presentación de los valles de ríos inundados como primera etapa de formación de los estuarios. En cada uno de ellos se distinguen las geoformas características de cada uno de ellos, provenientes de los procesos dominantes.

Estuarios dominados por olas

Generalidades

Entradas angostas o bocas de marea restringen el intercambio de agua entre el estuario y el mar abierto y sólo una pequeña porción del volumen de agua del estuario es exportado en cada ciclo de marea. Cuando el caudal del río es significativo, por ejemplo en las crecidas, se puede exportar agua del estuario. La turbidez, en términos de sedimento en suspensión, es naturalmente baja, excepto bajo condiciones de viento extremas o eventos de descarga fluvial importante. La cuenca central interior es una trampa de sedimento eficiente para retener sedimentos terrígenos y contaminantes. El prolongado tiempo de residencia permite determinados procesos como la desnitrificación. En términos de evolución, la morfología puede cambiar rápidamente debido al relleno de sedimentos de la cuenca central y la expansión del delta fluvial.

Las características más importantes de estos estuarios (**Fig. 6**) son:

1. Poseen una alta energía proveniente de las olas comparada con la energía proveniente de las corrientes de marea concentrada en la boca.
2. Cerca de la boca, la energía total es alta debido a la suma de las energías provenientes de las olas y de las mareas.
3. En el interior del estuario, la energía es alta debido a la alta energía fluvial. La energía del río decrece hacia el estuario, debido a la reducción del gradiente hidráulico en esa dirección.
4. En el sector medio del estuario, la energía total es baja debido a que las olas no pueden penetrar en el estuario y la energía de las corrientes de marea se disipan en los deltas de flujo y reflujo.

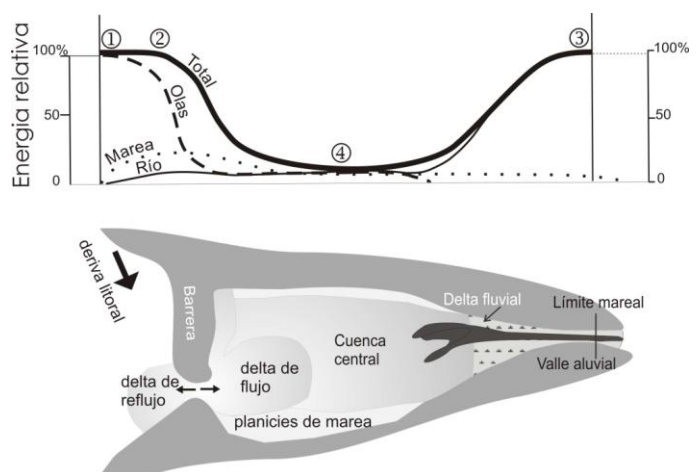


Fig. 6. Distribución de la energía en un estuario dominado por olas.

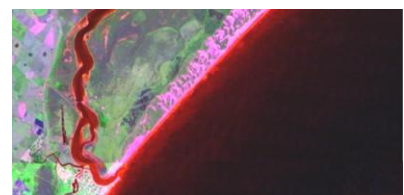


Fig. 7. Imagen satelital del estuario de Mar Chiquita, dominado por olas

Geomorfología

Un estuario dominado por olas representa un valle del río inundado que ha sido parcialmente rellenado con sedimentos provenientes del mar y de la cuenca fluvial, donde la fuerza predominante es la acción de las olas que diseñan la geomorfología global (**Fig. 7**). En general estos estuarios se desarrollan en costas expuestas con una relativamente pequeña

influencia de las mareas (Roy et al., 2001, Cooper, 2001). Estos estuarios presentan una barrera supramareal o submareal en la boca que encierran una amplia cuenca central. La barrera crea una entrada reducida, que puede cerrarse periódicamente, especialmente en costas micromareales, y permite el intercambio de agua entre la cuenca y el mar abierto. Las fuertes corrientes de la entrada de marea transportan sedimento desde el estuario hacia el mar y desde el mar a la cuenca central, formando deltas de marea de flujo y reflujo, respectivamente adyacente a la entrada de la barrera costera. Aunque los de reflujo solo se forman en costas meso o macromareales. Los sedimentos varían desde arenas finas a gruesas en la barrera y en los depósitos de la entrada de marea, sedimentos finos arenosos con materia orgánica en la cuenca central, a sedimentos gruesos, gravas sin selección, arenas y fangos en el delta fluvial (Nichol, 1991).

Dependiendo del grado de relleno de la cuenca central, ésta puede ser irregular, siguiendo el contorno de valle de roca inundado (Riggs et al., 1995). En el caso de estuarios formados en depósitos costeros inconsolidados, la cuenca central puede ser de forma oval, orientada paralela a la costa (Chapman et al., 1982, Morrissey et al., 1995). En el interior del estuario, en algunas ocasiones, se forma el delta fluvial que se extiende hacia la cuenca central y comprende terrenos sin vegetar, canales y áreas intermareales. El delta fluvial está formado por sedimentos terrígenos fluviales y que se depositan en la boca del río (Webster et al., 2002; Pasternack y Brush, 2002).

Transporte de sedimentos

El sedimento fino y grueso ingresa al sistema desde la cuenca hidrográfica. La cantidad del sedimento ingresado varía regionalmente y depende de la cuenca y las condiciones climáticas y el volumen de agua dulce incorporado. Sin embargo, la cantidad de sedimento terrígeno volcado al sistema, en general, es relativamente grande.

El sedimento grueso (gravas y arena) transportado por los ríos es depositado en la cabecera del estuario formando el delta fluvial. El sedimento más fino (limo, arcilla y materia orgánica) transportado por los ríos como carga en suspensión es transportado hasta la cuenca central. Ello significa que este sedimento está sometido a procesos fluviales, de mareas y de olas (generadas en la cuenca central). Además estos sedimentos finos se

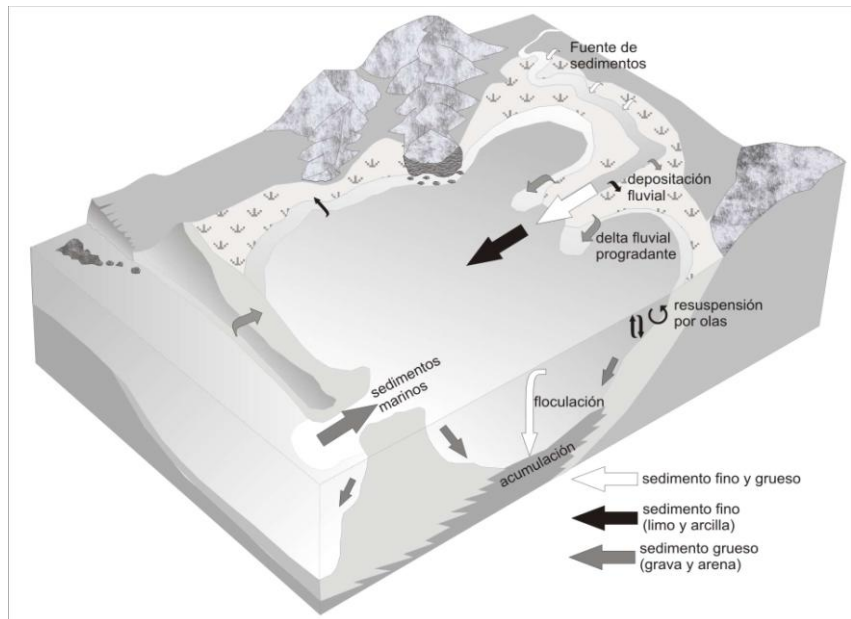


Fig. 8. Esquema del transporte de sedimentos en un estuario dominado por olas

depositan en las márgenes del estuario, en las marismas o manglares, retenidos por la vegetación. El sedimento más grueso es acumulado en los bordes marginales por las crecidas de los ríos.

La cuenca central es un ambiente de baja energía donde se depositan los sedimentos en suspensión. La floculación debido a los cambios en la salinidad es también un proceso importante que permite la deposición de los sedimentos que se encuentran en la columna de agua. Las microalgas bentónicas también asisten en la estabilización de los sedimentos finos (Wulff et al., 1997, Cahoon et al., 1999, Murray et al., 2002). Las condiciones de baja energía y el relativo gran tamaño de la cuenca central hacen que esta región se comporte como un repositorio primario de material fino y contaminantes asociados a partículas (Hodgkin y Hesp, 1998, Heggie y Skyring, 1999b, Heap et al., 2001, Harris et al., 2002). La resuspensión de material fino debido a la acción de olas locales puede ocurrir en los estuarios que poseen cuencas centrales poco profundas o sin vegetación, causando significativa turbiedad.

En la boca del estuario, las corrientes de marea se aceleran por la reducción de la entrada y se forman los deltas de flujo y reflujo. Los procesos sedimentarios son dominados por el transporte hacia el continente de sedimento grueso que proviene del ambiente marino (Green et al., 2001). Asimismo, el sedimento es exportado hacia el mar por medio de la entrada de marea, particularmente durante las mareas de sicigia o eventos de crecida de los ríos (Harvey, 1996).

Durante los eventos de tormenta, la gran energía de las olas que se acercan a la costa es la responsable de transportar sedimento desde el mar y depositarlo en la zona supramareal de la barrera, y en los deltas de marea de la boca. En general, los procesos eólicos, de marea y de olas forman depósitos del lado interno de la barrera extendiéndose hasta la cuenca central.

Estuarios dominados por mareas

Generalidades

Poseen extensas áreas intermareales o supramareales. Presentan grandes bocas que permiten el flujo de las mareas. El flujo del río es generalmente alto, aunque el efecto de las crecidas del río es mitigado por el intercambio de las corrientes de mareas. El amplio rango de las mareas produce una fuerte turbulencia que provoca altos niveles de turbidez y mezcla vertical. Las áreas marginales formadas por planicies de marea, marismas, manglares, tienden a entrapar el sedimento terrígeno y contaminantes. El flujo de las corrientes de marea provoca la pérdida de material hacia la zona costera marina. Este movimiento de las mareas también induce a algunos procesos como la desnitrificación de los materiales terrígenos. En términos de evolución se puede considerar como un ambiente inmaduro ya que el relleno con materiales terrígenos y marinos puede resultar en la expansión de los ambientes marginales (planicies de marea, marismas), restringiendo los canales de marea y progradando todo el sistema hacia el mar.

En este modelo de estuario, el relleno se debe a sedimentos continentales como marinos, donde las corrientes de marea son dominantes frente a las olas, para el diseño de la geomorfología global.

Las características más importantes de estos estuarios son:

1. la boca de estos estuarios presenta una alta energía como consecuencia de la gran energía de las mareas frente a la de las olas.
2. cerca de la boca, la energía total (olas + corrientes) es alta porque la energía de mareas es grande y la de olas es moderada y la máxima dentro de este ambiente.
3. Hacia el interior del estuario la energía total disminuye porque, mientras la energía de marea se mantiene constante, la energía de olas decrece rápidamente sobre los largos bancos de arena.
4. Cerca de la cabecera del estuario, la energía total aumenta llegando al máximo, donde se concentran dos efectos. Por un lado, la forma de embudo de la entrada produce una amplificación de la marea, y por otro lado, los efectos de disipación de los bancos de arena son máximos.
5. En la cabecera del estuario la energía total decrece hasta alcanzar el mínimo porque la fricción originada por los bancos de arena es mayor que la amplificación de la marea.
6. la energía total aumenta en la zona de dominio del río por restricción en la cabecera.

Geomorfología

Los estuarios dominados por marea generalmente consisten en un valle con forma de embudo, flanqueado por ambientes sedimentarios intermareales como *planicies de marea*, *marismas*, *manglares*, *salinas* (**Fig. 10**). Dependiendo del grado de relleno de los sedimentos, el límite del estuario puede seguir el diseño irregular del valle inundado (Riggs et al., 1995) o, en casos de mayor madurez, son intersectados por pequeños riachos afectados por marea, dendríticos formando una densa red (Wolanski et al., 1992; Wells, 1995).

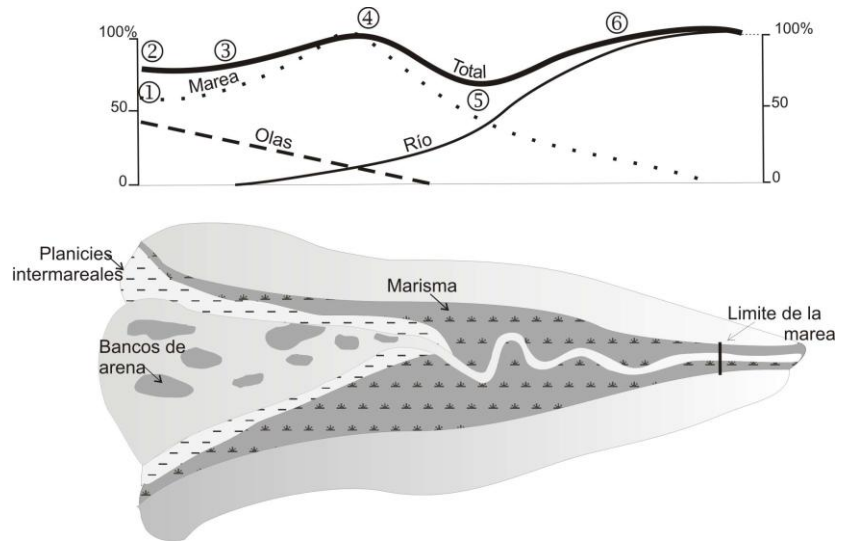


Fig. 9. Distribución de la energía en un estuario dominado por marea.



Fig. 10. Imagen satelital del estuario de Bahía Blanca, dominado por marea.

Dentro del estuario se encuentran varios elementos mayores como *bancos* elongados por las corrientes de marea, que se desarrollan en la amplia entrada del estuario, orientados en forma perpendicular a la línea de costa y paralelos a la corriente de marea dominante (Green y Macdonald, 2001). Generalmente los bancos de arena están cortados por *canales de marea* profundos formados por corrientes de marea fuertes. En el continente, el río presenta un diseño recto-meandroso-recto indicando la convergencia del agua dirigida hacia el interior y el transporte de sedimento fluvial (Dalrymple et al., 1992, Bryce et al., 1998). Debido a las fuertes corrientes de marea características, el ambiente presenta una alta turbidez.

Transporte de sedimentos

El sedimento fino y grueso ingresa al estuario por la cuenca hidrográfica. La cantidad del sedimento incorporado al sistema varía regionalmente y depende de la cuenca, las condiciones climáticas y el volumen de agua dulce aportado. Sin embargo, la cantidad de sedimento terrígeno volcado al sistema, en general, es relativamente grande. El sedimento es depositado donde el flujo del río y las corrientes de marea se encuentran y ambas corrientes se anulan. Como resultado de la rápida disminución en la capacidad de transporte del río, la mayoría del sedimento (gravas y arena) se deposita. Se produce un retrabajo y re-depositación del material por la acción de las corrientes de marea, inclusive en el dominio fluvial, impidiendo que se desarrolle un delta fluvial.

Grandes cantidades de sedimento en sus-pensión son características en estos estuarios. Fuertes corrientes de marea resuspenden y retrabajan los sedimentos continuamente en los *canales de marea*, produciendo una gran turbidez en la columna de agua. Las mareas de flujo y reflujo pueden seguir canales evasivos que periódicamente migran, y las corrientes son lo suficientemente fuertes para causar erosión en el fondo del canal, dejando gravas y restos de bioclastos (Green et al., 2000, Harris, 1988).

Los sedimentos finos son depositados y resuspendidos en las extensas *planicies de marea*. La erosión está típicamente relacionada con tormentas (por acción de olas locales) y las corrientes de marea. A lo largo del tiempo, las *planicies de marea* tienden a expandirse hacia el mar (Nichols 1999, Green et al., 2000). Algo similar ocurre con los *manglares* o *marismas*, con canales de drenaje intercalados que sirven de depósitos de sedimento fino. La depositación sedimentaria también es causada por la asimetría de la marea (gran energía de corta duración durante el flujo y menor energía pero mayor duración durante el reflujo), retención por vegetación, percolación de la marea a través de las cuevas de

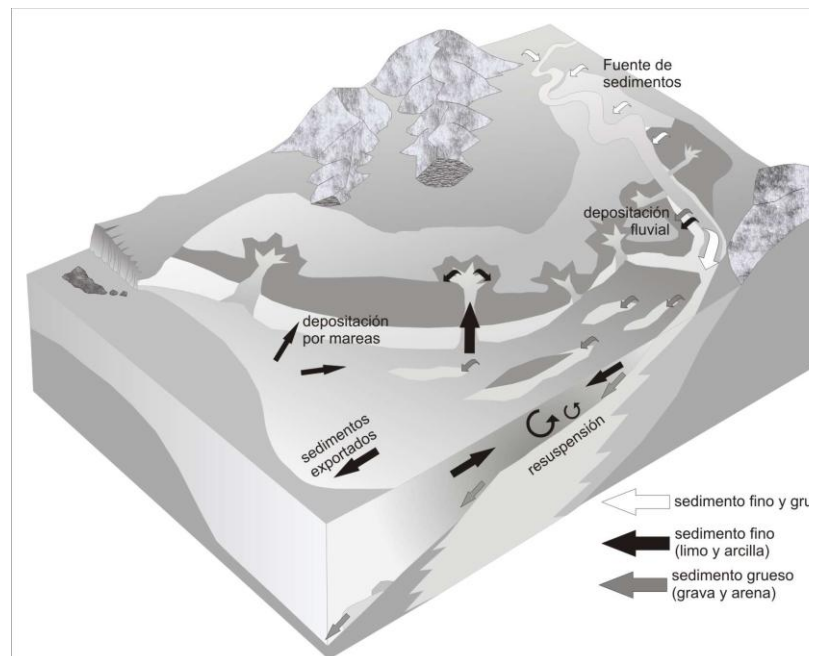


Fig. 11. Esquema del transporte de sedimentos para un estuario dominado por mareas.

animales cavadores que resultan en un entrapamiento y rápida depositación de sedimento fino y materia orgánica (Bowers y Al-Barakati, 1997, Alongi et al., 2001). En climas tropicales, los *manglares* se extienden sobre las planicies de marea y llegan a reemplazarlas (Woodroffe y Grime, 1999).

Evolución de Estuarios a Deltas

Harris y Heap (2003) definen a los ambientes depositacionales clásticos costeros como zonas de la costa donde los sedimentos que se acumulan provienen de fuentes terrestres y/o marinos. Estos autores reconocen dos grandes tipos de ambientes depositacionales: (i) los que reciben un gran aporte de sedimentos y de forma activa progradan hacia el mar (p.e., deltas, cordones costeros, planicies de marea en forma de cuña), y (ii) aquellos que reciben un pequeño aporte de sedimento y que presentan rasgos geomorfológicos relacionados con el aumento del nivel del mar del Holoceno y aún no han rellenado completamente sus paleo-valles (ambientes transgresivos, **Fig. 12**).

En condiciones de estabilidad del nivel del mar, la existencia de este tipo de ambientes de sedimentación clástica depende de las cantidades relativas de los sedimentos suministrados por los ecosistemas terrestres y/o marinos en relación con el tamaño de la cuenca receptora. La geomorfología de estos ambientes depositacionales también es afectada por la importancia relativa de las olas y las mareas en el control de la cantidad, naturaleza, distribución y transporte de sedimentos a lo largo de la costa. Grandes olas generan un importante transporte de sedimentos paralelo a la costa generando geoformas características, tales como espigas, barreras, bancos de arena e islas de barrera. Por el contrario, grandes rangos de marea (> 4 m) y fuertes corrientes de marea producen generalmente geoformas sedimentarias perpendiculares a la costa, como bancos de arena elongados ubicados en anchos estuarios en forma de embudo (en planta) (**Fig. 12**).

Dentro de este esquema se detallan tres ambientes característicos que se vinculan con los dos procesos costeros dominantes (olas y mareas): planicies de marea, cordones litorales y lagunas costeras o albuferas (**Fig. 13**). Las planicies de marea se encuentran en costas progradantes en ambientes meso a macromareales. Generalmente se componen de sedimentos marinos de grano fino que ha sido transportado hacia la costa por las fuertes corrientes de marea. En estos ambientes las olas son menos eficaces en el transporte de sedimentos a lo largo de la costa debido a que la baja pendiente y poca profundidad disipan la energía del oleaje y la gran diferencia entre la marea alta y baja dejan expuestas grandes superficies y el efecto de las olas es sólo en pequeños períodos de tiempo.

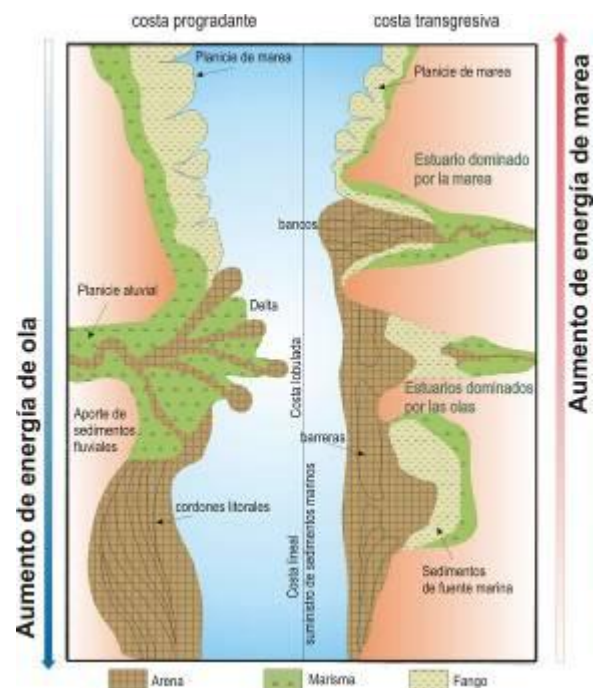


Fig. 12. Esquema de la geomorfología resultante en función de la energía de olas y mareas.

Los cordones litorales se forman donde el transporte de sedimentos o deriva litoral (producto del arribo de olas con un ángulo a la costa) resulta en la formación de una serie de geoformas depositacionales paralelas a la costa. Estos pueden incluir: cordones alargados, paralelos a la costa, crestas de playa, cheniers o una isla de barrera.

Las lagunas costeras se forman en costas donde los procesos generados por las olas son dominantes. Se producen por inundaciones de las crestas de playa o por el cierre parcial de una ensenada costera por una barrera subaérea o barrera costera. No poseen entrada de río significativa.

Dentro de los ambientes depositacionales que reciben un gran aporte de sedimentos se encuentran los deltas. Estos ambientes se definen como una protuberancia sedimentaria costera (incluyendo características subacuáticas), donde un río desemboca en el mar. La formación de un delta se basa en el suministro de sedimentos fluviales a la costa más rápido que lo que es redistribuido por olas y las mareas, causando progradación hacia el mar. El río se conecta con el mar por

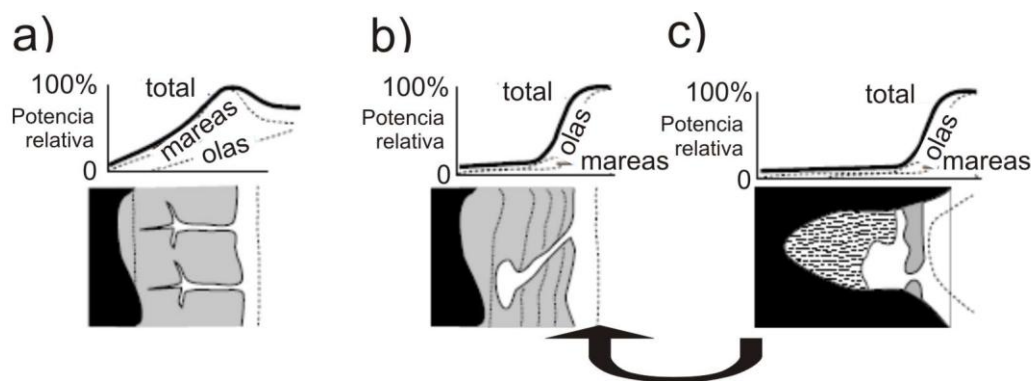


Fig. 13. Esquema teórico de las facies sedimentarias a) planicie de marea, b) cordones litorales y c) laguna costera. Las líneas punteadas representan líneas batimétricas indicativas. La flecha indica una etapa evolutiva por relleno de la laguna costera, formándose cadenas de cordones litorales adosados unos con otros.

canales de distribución, donde el agua dulce se mezcla con agua salada. Estos canales de distribución se componen enteramente de sedimentos modernos, derivados casi en su totalidad de la cuenca hidrográfica. Por lo tanto, la geomorfología de los deltas no tiene relación con la geometría de la roca antecedente.

Sólo desde un punto de vista geológico, los estuarios son una categoría particular de ambiente costero de depósitos clásticos siguiendo la definición de Dalrymple et al. (1992). En este sentido, una diferencia clave es que los estuarios se forman en situaciones en las que los sedimentos aportados por ríos y el mar aún no ha rellenado el valle original. En consecuencia, las costas rocosas y arrecifes rocosos expuestos a lo largo de los valles sin rellenar son características comunes de los estuarios en general sin importar el proceso dominante, olas o mareas. La influencia relativa de los ríos determina la velocidad a la que el estuario se llena y no altera la morfología fundamental del sistema. En definitiva, resumiendo el concepto sostenido por Dalrymple et al. (1992) se puede decir que los estuarios contienen depósitos que reflejan aportes de sedimentos tanto terrestres como marinos y exhiben una estratigrafía transgresiva, mientras que los depósitos deltaicos son principalmente terrígenos y presentan una estratigrafía regresiva.

Globalmente, los estuarios son más abundantes que los deltas debido al corto tiempo que han tendido para permitir la sedimentación desde el inicio del ascenso del nivel del mar en el Holoceno (Nichols y Biggs, 1985). Sin embargo, con suficiente tiempo y bajo condiciones de estabilidad del nivel del mar y una continua sedimentación, todos los estuarios tienen potencialmente la posibilidad de rellenar sus paleovalles y evolucionar a deltas (Dalrymple et al., 1992).

Investigaciones geológicas de estuarios y deltas dominados por marea y olas se han basado tradicionalmente en datos detallados tomados de uno o, a lo sumo, pocos ejemplos. Por el contrario, Heap et al (2004) obtuvieron resultados detallados de datos geomorfológicos y sedimentarios adquiridos a partir de 283 ejemplos de estuarios y deltas dominados por marea y olas. En general, estos autores determinan que los cambios en la distribución y la superficie que abarcan los diferentes ambientes sedimentarios y su geomorfología, asociados a la evolución de los estuarios de Australia en deltas suelen reflejar las pronosticadas por los modelos geomorfológicos evolutivos.

Los datos obtenidos también permitieron comprobar la fuerte relación entre la geomorfología y la influencia de las olas, las mareas y los ríos. Este estudio también reveló que hay muy pocos estuarios y deltas "puros" dominados por marea y olas y que la mayoría de los sistemas tienen una geomorfología que refleja una "mezcla" de las influencia de ambos agentes. Por otro lado también se reconoce que las mareas tienen una significativa influencia en la geomorfología general de ambos sistemas con uno y otro dominio ya que estimaciones cuantitativas de la influencia de la marea, las olas y el río alrededor de Australia (Harris et al., 2002) revelan que cada año las mareas ejercen más potencia por unidad de área sobre la línea de costa que las olas.

Heap et al. (2004) evaluaron los modelos evolutivos cuantificando los cambios geomorfológicos y las facies sedimentarias asociadas a la evolución de estuarios a deltas en Australia. Ellos presentan un modelo ideal, el cual indica que a medida que el estuario dominado por mareas evoluciona hay una traslación de los ambientes sedimentarios y una expansión de los bancos de arena. La zona de meandros, presente generalmente en la parte final del dominio fluvial, desaparece una vez que el estuario se convierte en delta y el transporte como carga de fondo es directamente en el mar. Por su parte, los estuarios dominados por olas evolucionan a un delta mostrando una expansión de las facies del delta fluvial y la reducción tanto de la cuenca central como de los deltas de flujo y reflujo, y las zonas intermareales durante la última etapa de la evolución. Durante las etapas intermedias, el río puede desarrollar meandros debido a la conectividad con la entrada de marea, el cual se endereza a medida que el estuario se convierte en delta y el transporte neto como carga de fondo de los sedimentos fluviales es en el mar.

Determinar el momento en que un estuario se convierte en un delta no es sencillo. Sin el conocimiento acabado acerca de los depósitos sedimentarios o los datos de sedimentos del flujo de largo plazo, se utiliza el criterio

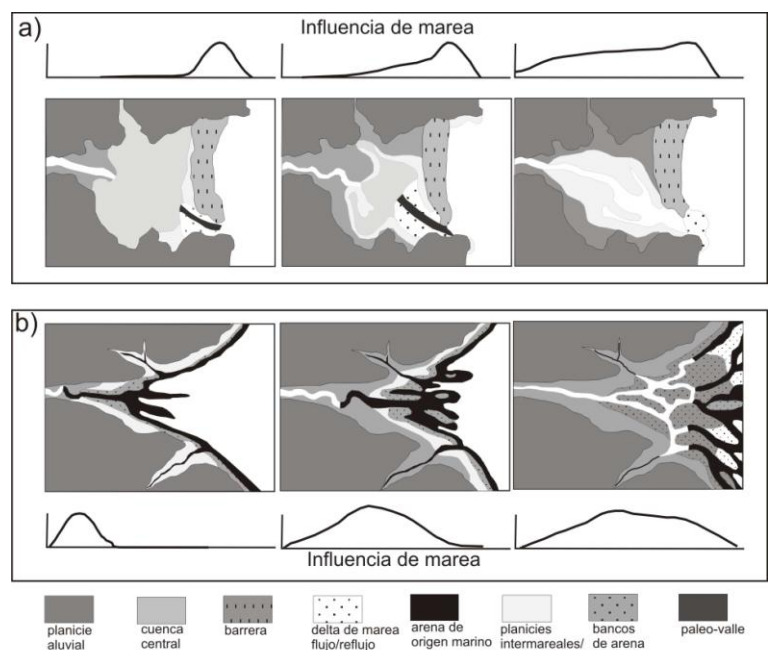


Fig. 14. Evolución de un estuario a delta. **a)** estuario dominado por olas. **b)** estuario dominado por marea.

geomorfológico de diagnóstico propuesto por Dalrymple et al. (1992) asociado a la forma del río para distinguir entre los estuarios y los deltas. En los estuarios dominados por olas, el río presenta un recorrido recto-meandriforme-recto y se desarrolla durante etapas intermedias debido a una mayor conectividad con el océano. Según Dalrymple et al. (1992), la ausencia de la morfología de meandros en ambos sistemas (dominados por olas o por mareas) indica que el transporte neto como carga de fondo es en el mar y el sistema es un delta (**Fig. 14**).

Heap et al. (2004) consideran que en un estuario dominado por marea, la superficie relativa de los bancos de arena disminuye a medida que evoluciona el sistema, con una depositación de arena formando cuerpos subácuos en los extremos de los canales de marea y unidos a los bancos de la boca (**Fig.14**). Finalmente, estos bancos de arena móviles se estabilizan debido a la depositación de sedimentos y la vegetación, formando islas discretas que separa una red de canales de marea elongados. Dichos canales permiten la penetración y la amplificación de las corrientes de marea durante la última etapa de desarrollo, siendo el mecanismo más efectivo para el transporte de arena desde los canales de marea hasta el frente del delta. Esto implica que hay un cambio en el frente de costa donde se produce la acumulación de arena, un resultado consistente con el criterio geomorfológico del transporte neto como carga de fondo hacia el mar asociado con deltas dominados por marea (Dalrymple et al., 1992). De ello se desprende que la distribución y relativa abundancia de los bancos de arena también podría ser utilizado como un criterio geomorfológico adicional para el reconocimiento y la diferenciación entre estuarios y deltas dominados por mareas.

Considerando los ambientes intermareales como planicies de marea, manglares y salinas, comprenden un 24 y 69% del total de los ambientes en estuarios y deltas dominados por olas respectivamente (Heap et al. (2004). El relleno del valle es dominado por la progradación de las planicies aluviales, por lo tanto, la razón más estimable de la presencia de grandes áreas de ambientes intermareales en un delta dominado por olas es que el tiempo transcurrido desde la transgresión

Holocena, es aún insuficiente para el desarrollo de planicies aluviales por parte de los ríos que prograden hacia el mar. Sin embargo aún en los casos donde existe una gran descarga fluvial, hay un gran desarrollo de ambientes intermareales. Roy et al (1980) indica que las grandes áreas de ambientes intermareales en deltas dominados por olas se deben a un aumento del nivel del agua en los canales causados por la reducción en la atenuación de la marea ya que el río tiene una conexión más directa con el mar en las últimas etapas de evolución, seguido de una fase de depositación vertical.

Considerando un ambiente donde los procesos de olas son dominantes, independiente del tamaño, el punto en que un estuario dominado por olas se convierte en un delta no coincide con la abundancia de un ambiente sedimentario determinado, sino fundamentalmente por la ausencia de una cuenca central. Las áreas de barreras y los deltas de flujo y reflujo en deltas dominados por olas en Australia no son significativamente diferentes de los estuarios con la misma dominancia. Es posible construir un esquema evolutivo teórico para los ambientes dominados por olas (Heap et al., 2004). Inicialmente,

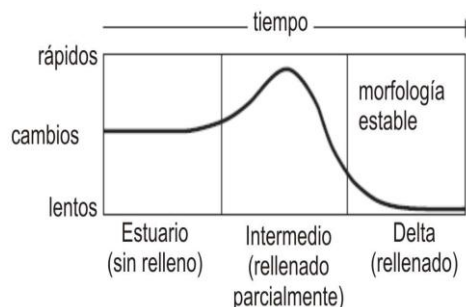


Fig. 15. Evolución relativa y cambios de facies en un ambiente dominado por olas.

los cambios geomorfológicos y de ambientes sedimentarios son moderadamente rápidos debido al relleno de la cuenca central y la expansión de los ambientes intermareales (**Fig. 15**). Durante la etapa intermedia, una mayor sedimentación hace que el río establezca una conexión directa con el mar y, por consiguiente, hay un aumento en la tasa de cambio. Luego de este punto, los sedimentos aportados por el río son ingresados directamente al ambiente marino y la tasa de cambio disminuye. Durante la última etapa, una permanente conexión directa entre el cauce del río y el mar impide un mayor desarrollo de la llanura aluvial y ello permite que la marea ingrese hacia el ambiente continental y el sistema adopta una morfología estable. Esto se convierte en un impedimento natural para el desarrollo de la clásica geomorfología del delta, predicha por los modelos conceptuales, que consiste en el desarrollo completo de una llanura aluvial que se extiende hacia el mar. Ello podría, de hecho, ser inalcanzable, es decir, asintótica.

Retención de Sedimentos

Los sedimentos clásticos ingresados en un ambiente depositacional pueden tener destinos diferentes en cuanto a su retención o exportación, dependiendo fundamentalmente si el ambiente es progradacional o transgresivo. Este fenómeno se conoce como la *eficiencia de captura* (**TE**, trapping efficiency) que se calcula a partir del volumen combinado de los sedimentos aportados por el río y el mar (**Q_r + Q_m**) menos el volumen de sedimentos exportados al mar (**Q_e**):

$$TE = (Q_r + Q_m - Q_e) / (Q_r + Q_m) \times 100 \%$$

Teniendo en cuenta que el destino de todos los contaminantes asociados a las partículas de sedimento está vinculado a la dispersión y la depositación de material de grano fino, las implicaciones de gestión de la eficiencia de captura son inmediatamente obvias. Los sedimentos ingresados a los deltas se incorporan desde los canales de distribución al ambiente marino adyacente (es decir, la depositación prodeltaica) y, por lo tanto, la eficiencia de captura de los canales de distribución es bajo (**Fig. 16**).

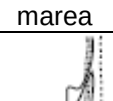
Tipo de Ambiente	Efic. de captura	Turbidez
 Delta dominado por marea	baja	Naturalmente alta
 Delta dominado por olas	baja	Naturalmente baja
 Estuario dominado por mareas	moderada	Naturalmente alta
 Estuario dominado	alta	Naturalmente baja
 Planicies de marea	baja	Naturalmente alta
 Cordones litorales	baja	Naturalmente baja
 Laguna costera	alta	Naturalmente baja

Fig. 16. eficiencia de captura y turbidez para cada tipo de ambiente.

Por el contrario, los sedimentos suministrados a ambientes inmaduros, como las lagunas costeras y estuarios, son en gran parte atrapados en la cuenca central y muy poco se exporta al mar (es decir, Q_e es pequeño o insignificante).

Para algunas lagunas costeras, el sedimento del río (Q_r) normalmente es insignificante y la fuente de sedimentos es sólo del medio ambiente marino adyacente (Q_m).

En general, los estuarios dominados por olas tienen una mayor eficiencia de captura que los estuarios dominados por mareas. Esto es porque el ambiente de baja energía de la cuenca central ofrece las condiciones adecuadas para la deposición de sedimentos y la retención. Una consideración importante para la gestión ambiental es que a medida que el estuario madura y la cuenca central se llena de sedimentos, la eficiencia de captura se reduce debido a la mayor conectividad entre el cauce del río y el dominio oceánico.

En contraparte, los estuarios dominados por mareas suelen ser altamente energéticos en toda su extensión. Una resuspensión continua por las corrientes de flujo y reflujo impide que cantidades importantes de sedimentos finos se acumule en los canales. En cambio, los sedimentos de grano fino se depositan en las planicies intermareales, que se extienden a lo largo de los márgenes del canal. Este depósito marginal prevalece a lo largo de la evolución de los estuarios dominados por la marea y no varía significativamente con su evolución. Eventos de tormenta y la circulación por el viento pueden causar la advección de aguas turbias del estuario hacia la plataforma adyacente, causando que los sedimentos se exporten hacia el mar. Por lo tanto, la eficiencia de captura de sedimentos en los estuarios dominados por la marea es moderada (en comparación con un estuario dominado por ola de $Q_r + Q_m$ similares). Una consecuencia importante de las condiciones de alta energía en estos sistemas dominados por la marea es el reciclaje significativo de grandes volúmenes de sedimentos de grano fino y la mezcla de sedimentos fluviales y marinos, lo que resulta en la dilución de contaminantes de origen antropogénico.

REFERENCIAS

- Aliotta S., Perillo G.M.E., 1987. A sand wave field in the entrance to the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Mar. Geol.* 76: 1–14.
- Alongi D.M., Wattayakorn G., Pfitzner J., Tirendi F., Zagorskis I., Brunskill G.J., Davidson A., Clough B.F. 2001. Organic carbon accumulation and metabolic pathways in sediments of mangrove forests in southern Thailand. *Mar. Geol.* 179: 85-103.
- Amos C.L. 1995. Siliciclastic tidal flats. En: *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries* Perillo, G.M.E. (Ed.), Elsevier, Amsterdam, pp. 273–306.
- Andersen T.J., Pejrup M. 2002. Biological mediation of the settling velocity of bed material eroded from an intertidal mudflat, the Danish Wadden Sea. *Est. Coast. Shelf Sci.* 54: 737-745.
- Ashley G.M. 1990. Classification of large scale subaqueous bedforms: a new look at an old problem. *J. Sed. Petrol.* 60: 160–172.
- Bowers D.G., Al-Barakati A. 1997. Tidal rectification on drying estuarine sandbanks. *Estuaries* 20: 559-68.
- Boyd R., Dalrymple R., Zaitlin B.A. 1992. Classification of clastic coastal depositional environments. *Sed. Geol.* 80: 139– 150.
- Bryce S., Larcombe P., Ridd P.V. 1998. The relative importance of landward-directed tidal sediment transport versus freshwater flood events in the Normanby River estuary, Cape York Peninsula, Australia. *Mar. Geol.* 149: 55-78.
- Cahoon L.B., Nearhoof J.E., Tilton C.L. 1999. Sediment grain-size effect on benthic microalgal biomass in shallow aquatic ecosystems. *Estuaries* 22: 735-741.
- Cameron W.M., Pritchard D.W. 1963. Estuaries. En: *The Sea*. Hill, M.N.(Ed.). Wiley Interscience, New York. 2: 306-324.
- Chapman B.M., James R.O., Jung R.F., Washington H.G. 1982. Modelling the transport of reacting chemical contaminants in natural streams. *Austr.J. Mar. Freshw. Res.* 33: 617-628.

- Coleman J.M., Wright L.D. 1975. Modern river deltas; variability of processes and sand bodies. *En: Delta models for exploration*, Brousard, M. L. (Ed.), *Houston Geol. Soc.* 99-149.
- Cooper J.A.G. 2001. Geomorphological variability among microtidal estuaries from the wave-dominated South African coast. *Geomorphol.* 40: 99-122.
- Cuadrado D.G., Carmona N.B., Bournod C.A. 2011. Biostabilization of sediments by microbial mats in a temperate siliciclastic tidal flat, Bahía Blanca estuary (Argentina). *Sed. Geol.* 237: 95-101.
- Cuadrado D.G., Ginsberg S.S., Gómez E.A. 2004. Geomorfología. *En: El ecosistema del Estuario de Bahía Blanca*. Piccolo y Hoffmeyer (Ed.) Instituto Argentino de Oceanografía. Bahía Blanca.
- Daborn G.R., Amos C.L., Brylinsky M., Christian H., Drapeau G., Grant J., Long B., Paterson D., Perillo G.M.E., Piccolo M.C. 1993. An ecological "cascade" effect: migratory birds affect stability of intertidal sediments. *Limnol. Oceanogr.* 38: 225-231.
- D'Alpaos L., Carniello L., Defina A. 2009. Mathematical modeling of tidal flow over salt marshes and tidal flats with applications to the Venice Lagoon. *En: Coastal Wetlands: an integrated ecosystem approach* Perillo, Wolanski, Cahoon, Brinson (Eds.), Elsevier, Amsterdam, pp. 263-291.
- Dalrymple R.W., Zaitlin B.A., Boyd R. 1992. Estuarine facies models: conceptual basis and stratigraphic implications. *J. Sed. Petrol.* 62: 1130-46.
- Dionne J.C. 1963. Towards a more adequate definition of the St. Lawrence estuary. *Z. Geomorphologie* 7: 36-44.
- Escapa C.M., Minkoff D.R., Perillo G.M.E., Iribarne O. 2007. Direct and indirect effects of burrowing crab activities on erosion of Southwest Atlantic *Sarcocornia*-dominated marshes. *Limnol. Oceanogr.* 52: 2340-49.
- Escapa C.M., Perillo G.M.E., Iribarne O. 2008. Sediment dynamics modulated by burrowing crab activities in contrasting SWAtlantic intertidal habitats. *Est. Coast. Shelf Sci.* 80: 365-373.
- Gao S. 2009. Geomorphology and sedimentology of tidal flats. *En: Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*. Perillo, Wolanski, Cahoon, Brinson, (Eds.). Elsevier, Amsterdam. 295-316
- Galloway W.E. 1975. Process framework for describing the morphologic and stratigraphic evolution of deltaic depositional systems. *En: Deltas: models for exploration*. Boussard (Ed.) Houston Geol. Soc., Houston, pp. 87-98.
- Ginsberg S.S., Perillo G.M.E. 1990. Channel bank recession in the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *J. Coast. Res.* 6: 999-1010.
- Gómez E.A., Cuadrado D.G., Federici G.A. 2005. Environmental Impact Assessment in a Harbour Area, Argentina. *Thalassas* 21: 31-38.
- Gómez E.A., Cuadrado D.G., Pierini J.O. 2010. Sand Transport on an estuarine submarine dunes field. *Geomorphol.* 121: 257-265
- Granek E.F., Polasky S., Kappel C.V., Stoms D.S., Reed D.J., Primavera J., Koch E.M., Kennedy C.J., Cramer L.A., Hacker S.D., Perillo G.M.E., Aswani S., Silliman B., Bael D., Muthiga N., Barbier E.B., Wolanski E. 2009. Ecosystem services as a common language for coastal ecosystem-based management. *Conserv. Biol.* 24: 207-216.
- Green M.O., Bell R.G., Dolphin T.J., Swales A. 2000. Silt and sand transport in a deep tidal channel of a large estuary (Manukau Harbour, New Zealand). *Mar. Geol.* 163: 217-240.
- Green M.O., Macdonald I.T. 2001. Processes driving estuary infilling by marine sands on an embayed coast. *Mar. Geol.* 178: 11-37.
- Harris P.T., Heap A.D. 2003. Environmental management of clastic coastal depositional environments: inferences from an Australian geomorphic database. *Ocean Coast. Manag.* 46: 457-478.
- Harris P.T., Heap A.D., Bryce S.M., Porter-Smith R., Ryan D.A., Heggie D.T. 2002. Classification of Australian clastic coastal depositional environments based on a quantitative analysis of wave, tide and river power. *J. Sed. Res.* 72: 858-870.
- Harris P.T. 1988. Large-scale bedforms as indicators of mutually evasive sand transport and the sequential infilling of widemouthed estuaries. *Sed. Geol.* 47: 273- 298.
- Harvey N. 1996. The significance of coastal processes for management of the River Murray estuary. *Austr. Geogr. Studies* 34: 45-57.
- Heap A.D., Bryce S., Ryan D.A. 2004. Facies evolution of Holocene estuaries and deltas: a large-sample statistical study for Australia. *Sed. Geol.* 168: 1-17.
- Heap A.D., Dickens G.R., Stewart L.K. 2001. Late Holocene sediment in Nara Inlet, central Great Barrier Reef platform, Australia: sediment accumulation on the middle shelf of a tropical mixed clastic/carbonate system. *Mar. Geol.* 176: 39-54.
- Heggie D.T., Skyring G.W. 1999. Flushing of Australian estuaries, coastal lakes and embayments: an overview with biochemical commentary. *AGSO J. Austr. Geol. Geophys.* 17: 211-225.
- Hicks G.R.F. 1988. Sediment rafting: a mechanism for small-scale dispersion dispersal of estuarine intertidal meiofauna. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 48: 69-80.

- Hodgkin E.P., Hesp P. 1998. Estuaries to salt lakes: Holocene transformation of the estuarine ecosystems of south-western Australia. *Mar. Freshw. Res.* 49: 183-201.
- Holmer M, 2009. Productivity and biogeochemical cycling in seagrass ecosystems. *En: Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*. Perillo, Wolanski, Cahoon, Brinson (Eds.) Elsevier, Amsterdam, 377-401
- Kjerfve B., Restrepo J.D. 2002. River discharge and sediment load variability in South America. *En: South American Basins: LOICZ global change assessment and synthesis of river catchment - coastal sea interaction and human dimensions*. Lacerda, Kremer, Kjerfve, Salomons, Crossland, Crossland (Eds.), LOICZ Reports and Studies No. 21, Texel, 87-91
- Klein G. deVries. 1985. Intertidal flats and intertidal sand bodies. *En: Coastal Sedimentary Environments*. Davis (Ed.), Springer-Verlag, New York, pp. 187-224.
- Koch E.W., Barbier E.D., Silliman B.R., Reed D.J., Perillo G.M.E., Hacker S.D., Granek E.F., Primavera J.H., Muthiga N., Polasky S., Halpern B.S., Kennedy C.J., Wolanski E., Kappel C.V., Aswani S., Cramer L.A., Bael D., Stoms, D.M. 2009. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecol. Env.* 7: 29-37
- Komar P.D. 1998. Beach processes and sedimentation. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 2nd Ed., 544 pp.
- Lara R., Szlafsztein C.F, Cohen M.C.L., Oxmann J., Schmitt B.B., Souza Filho P.W., 2009. Geomorphology and sedimentology of mangroves and salt marshes: the formation of geobotanical units. *En: Coastal Wetlands: an integrated ecosystem approach*. Perillo, Wolanski, Cahoon, Brinson, (Eds.), Elsevier, Amsterdam, pp. 593-614.
- Mazzon C., Pratolongo P.D., Perillo G.M.E. 2009. Análisis de cambios en la cobertura de las marismas del Estuario de Bahía Blanca mediante el uso de matrices de transición e índices Kappa. *VII Jornadas de Ciencias del Mar* (resumen)
- Meade R.H., Yuzyk T.R., Day T.J. 1990. Movement and storage of sediment in rivers of the United States and Canada. *En: Surface water hydrology. The geology of North America*, Wolman, Riggs (Eds.), Geological Society of America, Boulder Co, pp. 255-280.
- Minkoff D.R., Escapa C.M., Ferramola F.E., Maraschin S., Pierini J.O., Perillo G.M.E., Delrieux C. 2006. Effects of crab-halophytic plant interactions on creek growth in a S.W. Atlantic salt marsh: A cellular automata model. *Est. Coast. Shelf Sci.* 69: 403-413.
- Morrisey D. Underwood A.J., Chapman M.G. 1995. Estuaries. *En: Coastal Marine Ecology of Temperate Australia*, pp. 152-170. UNSW Press.
- Murray J.M.H., Meadows A., Meadows P.S. 2002. Biogeomorphological implications of microscale interactions between sediment geotechnics and marine benthos: a review. *Geomorphol.* 47: 15-30.
- Nichol S.L. 1991. Zonation and sedimentology of estuarine facies in an incised-valley, wave-dominated, microtidal setting, New South Wales, Australia. *En: Clastic tidal sedimentology*. Smith, Reinson, Zaitlin, Rahmani (Eds). Can. Soc. Petrol. Geologists Memoir. 16: 41-58
- Nichols G. 1999. Sedimentology and Stratigraphy, 1st Ed. Blackwell Science.
- Niedoroda A.W., Swift D.J.P., Hopkins T.S. 1985. The shoreface. *En: Coastal sedimentary environments*. Davis R.A. (Ed.), Springer-Verlag, New York, pp. 533-624.
- Obruchev V.A. 1948. Osnovnye cherty kinetiki i plastiki neotektonik. *Izvestiia Akademii nauk, Seriya Geoloeskaia* 5: 13-24.
- Pasternack G.B., Brush G.S. 2002. Biogeomorphic controls on sedimentation and substrate on a vegetated tidal freshwater delta in upper Chesapeake Bay. *Geomorphol.* 43: 293-311.
- Perillo G.M.E. 1995. Definitions and geomorphologic classifications of estuaries. *En: Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*. Perillo (Ed.), Dev. in Sedimentol.. Elsevier, Amsterdam, pp. 17-47.
- Perillo G.M.E. 2000. Sediment budgets and fluxes in estuarine and coastal areas. IGBP-LOICZ Water Workshop, Boulder, Co. (oral presentation)
- Perillo G.M.E. 2009. Tidal courses: classification, origin and functionality. *En: Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*. Perillo, Wolanski, Cahoon, Brinson (Eds.) Elsevier, Amsterdam. 185-21 pp.
- Perillo G.M.E., Iribarne O. 2003a. New mechanisms studied for creek formation in tidal flats: from crabs to tidal channels. *EOS Amer. Geophys. Union Trans.* 84: 1-5.
- Perillo G.M.E., Iribarne O. 2003b. Processes of tidal channels develop in salt and freshwater marshes. *Earth Surf. Process. and Landforms* 28: 1473-82.
- Perillo G.M.E., Kjerfve B. 2003. Mechanisms of sediment retention in estuaries: New SCOR-LOICZ-IAPSO Working Group 122 launched. *LOICZ Newsletter* 29: 5-6.

- Perillo G.M.E., Piccolo M.C. 2012. Global variability in estuaries and coastal settings. *En: Features/Classification of Estuaries and Coastal Waters*. Simstead, Yanagi (Eds.). Trea. on Est. and Coas. Sc. Vol. 1. Elsevier, Amsterdam (en prensa)
- Perillo G.M.E., Piccolo M.C., Pino Quivira, M. 1999. What do we know about the geomorphology and physical oceanography of South American estuaries? *En: Estuaries of South America: their geomorphology and dynamics*. Perillo, Piccolo, Pino Quivira (Eds.) Env. Sci. Series, Springer-Verlag, Berlín 1-13 pp.
- Perillo G.M.E., Ripley M.D., Piccolo M.C., Dyer K.R. 1996. The formation of tidal creeks in a salt marsh: new evidence from the Loyola Bay Salt Marsh, Rio Gallegos Estuary, Argentina. *Mangr. Salt Marshes* 1: 37-46.
- Perillo G.M.E., Sequeira M.E. 1989. Geomorphologic and sediment transport characteristics of the middle reach of the Bahía Blanca estuary, Argentina. *J. Geophys. Res.-Oceans* 94: 14351-62.
- Pino Quivira M. 1995. Structural estuaries. *En: Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*, Perillo (Ed.), Elsevier, Amsterdam, pp. 227-239.
- Restrepo J.D., Kjerfve B. 2000a. Water and sediment discharges from the western slopes of the Colombian Andes with focus on Rio San Juan. *J. of Geol.* 108: 17-33.
- Restrepo J.D., Kjerfve B. 2000b. Magdalena River: Interannual variability (1975-1995) and revised water discharge and sediment load estimates. *J. of Hydrol.* 235: 137-149.
- Riggs S.R., Cleary W.J., Snyder S.W. 1995. Influence of inherited geologic framework on barrier shoreface morphology and dynamics. *Mar. Geol.* 126: 213-234.
- Roy P.S., Williams R.J., Jones A.R., Yassini R., Gibbs P.J., Coates B., West R.J., Scanes P.R., Hudson J.P., Nichol S., 2001. Structure and function of south-east Australian estuaries. *Est. Coast. Shelf Sci.* 53: 351-384.
- Short A.J. 1999. Handbook of beach and shoreface morphodynamics. J. & Sons, Chichester, 379 pp.
- Syvistki J.M.P., Harvey N., Wolanski E., Burnett W.C., Perillo G.M.E., Gornitz V., Bokuniewicz H., Huettel M., Moore W.S., Saito Y., Taniguchi M., Hesp P., Yim W.W.-S., Salisbury J., Campbell J., Snoussi M., Haida S., Arthurton R., Gao S. 2005. Dynamics of the coastal zone. *En: Coastal Fluxes in the Anthropocene*. Crossland, Kremer, Lindeboom, Crossland, Le Tissier (Eds.), Springer-Verlag, Berlín, pp. 39-94.
- Vail P.R., Mitchum Jr. R.M., Todd R.G., Wildmier J.M., Thompson SIII, Sangree J.B., Bubbs J.N., Hatfield W.G. 1977. Seismic stratigraphy and global changes of sealevel. *En: Seismic stratigraphy -Applications to hydrocarbon Exploration*. Payton (Ed.), Am. Assoc. Petrol. Geol. Mem. 26, 49-212.
- Webster I.T., Ford P.W., Hodgson B. 2002. Microphytobenthos contribution to nutrient-phytoplankton dynamics in a shallow coastal lagoon. *Estuaries* 25: 540-551.
- Wells J.T. 1995. Tide-dominated estuaries and tidal rivers. *En: Geomorphology and sedimentology of estuaries*. Perillo (Ed.). *Devel. in Sedimentol.* 53: 179-205.
- Wolanski E., Mazda Y., Ridd P. 1992. Mangrove hydrodynamics. *En: Tropical mangrove ecosystems*. Robertson, Alongi (Eds), Am. Geophys. Union, Washington, pp 43-100.
- Woodroffe C.D., Grime D., 1999. Storm impact and evolution of a mangrove-fringed chenier plain, Shoal Bay, Darwin, Australia. *Mar. Geol.* 159: 303-321.
- Wulff A., Sundback K., Nilsson C., Carlson L., Jonsson B. 1997. Effect of sediment load on the microbenthic community of a shallow-water sandy sediment. *Estuaries* 20: 547-558.

CAPÍTULO 3

PROCESOS FÍSICOS EN ESTUARIOS

Gerardo M. E. Perillo - M. Cintia Piccolo

INTRODUCCIÓN

Los estuarios son sistemas de agua particulares propios de la región costera marina. Son zonas de transición entre los ámbitos fluvial y marítimo. Aunque los estuarios ocupan un área reducida de la superficie terrestre, ellos han sido y son factores esenciales en el desarrollo de las grandes civilizaciones que se establecieron a lo largo de sus márgenes, como así también son claves en la actividad económica mundial. Justamente, el hecho que los estuarios son cuerpos de agua protegidos es lo que permitió el desarrollo de puertos que concentran una fuerte actividad comercial a través del método más barato de transporte de mercaderías. Su ubicación, normalmente en la boca de ríos, hacen que la conexión con el “hinterland” se pueda hacer también por medio de barcos.

Si bien los ambientes costeros son sistemas donde la energía de todos los agentes físicos es máxima, en el caso de los estuarios los flujos residuales tienden a ser pequeños y, por lo tanto, los estuarios tienden a ser colectores y concentradores de nutrientes y contaminantes. Ellos permiten el desarrollo de numerosas especies aptas para el consumo humano (p.e., langostinos, cangrejos, moluscos y varias especies de peces). Dada su ubicación y las actividades antrópicas en sus costas, muchos estuarios reciben sustancias contaminantes por parte de descargas industriales, urbanas y desde los terrenos circundantes (p.e., fertilizantes, pesticidas) lo que resulta en un ambiente impactado. Pero recién se puede establecer que un ambiente está realmente contaminado cuando su capacidad de autodepuración es superada por los caudales de esas descargas.

Justamente el objetivo del presente capítulo es ofrecer un síntesis de los procesos físicos que tienen lugar en un estuario y como la interacción de los agentes involucrados pueden afectarla dinámica biogeoquímica y biológica de estos sistemas. Para una mayor detalle sobre estos procesos, se sugiere la lectura de libros más específicos como Dyer (1997), Wolanski (2009) y Valle-Levinson (2010).

Clasificaciones Físicas de Estuarios

Los principales factores que intervienen en los procesos dinámicos en estuarios son, por un lado el aporte de agua dulce proveniente del drenaje, ya sea a través de uno o más ríos y/o por aguas subterráneas. Por otro lado, la mayor fuente de energía es provista por la marea que es la que aporta agua marina con su carga de sales. Todo ello debe considerarse dentro del marco de referencia que le provee la geomorfología del ambiente (ver Cuadrado y Perillo, este libro) ya que, aun con ambos factores exactamente iguales, los procesos resultantes son efectivamente por la forma del estuario. Existen otros parámetros que tienen relevancia en la dinámica estuarial como el caso de la temperatura y el viento, pero ellos serán tratados a lo largo del capítulo enfocado a como influyen sobre los otros procesos y ambientes.

En la presente sección se presentarán las principales clasificaciones físicas de estuarios. Ellas no son las únicas que existen sino las que normalmente se emplean para describir a estos ambientes.

Clasificación basada en la Estructural Vertical de Salinidad

Como primera aproximación vamos a considerar solo la relación existente por la combinación producida por las diferencias de densidad entre los dos tipos de agua: dulce y salada. Esta última es más densa y, de no mediar mezcla alguna, tiende a ubicarse en la parte inferior de la columna de agua siendo sobrenadada por el agua dulce. Esa distribución vertical en estratos se denomina justamente "estratificación" de la columna de agua y es la forma más estable en la se puede presentar un sistema. Cuando mayor es el gradiente de densidad entre ambas capas, el sistema es más estable.

A partir de los niveles de estabilidad se puede establecer una primera clasificación de estuarios (**Fig. 1**) que se basa en el grado de estratificación o mezcla de la columna de agua.

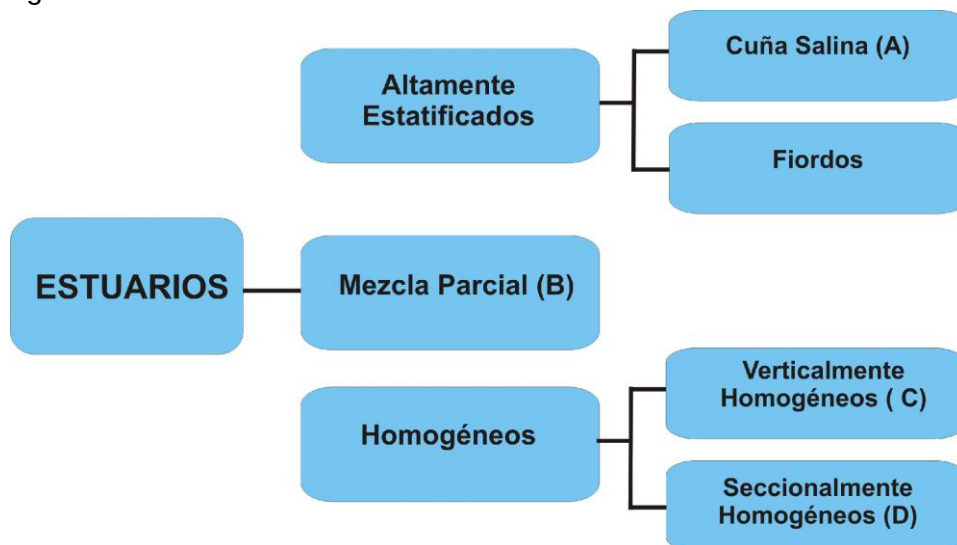


Fig. 1. Clasificación en base a estratificación salina de estuarios.

Se debe aclarar, no obstante, que esta clasificación propuesta originalmente por Pritchard (1952) considera al estuario luego de que todas las mediciones han sido promediadas en al menos un ciclo de marea. Es decir, que cada uno de los términos de la clasificación representa una forma residual. Asimismo, si bien las figuras que representan a cada tipo de estuario (**Fig. 2 a 6**) muestran la totalidad del sistema, en realidad es común que diferentes partes de un mismo estuario incluyan los distintos estados. Ello implica, que para clasificar un estuario en base a este esquema, se debe tener información de todos sus tramos.

Aquellos estuarios donde la relación entre la descarga fluvial es muy alta en comparación con el prisma de marea (P), la tendencia es que la columna de agua sea muy estable impidiendo el desarrollo de procesos turbulentos que son los encargados de producir la mezcla vertical. En ese caso, los estuarios (o sus partes) presentan una fuerte estratificación. La forma más común que se observa es el tipo de Cuña Salina (**Fig. 2**) donde el agua dulce sobrenada una cuña de agua salada con una interfase o haloclina. La inclinación de la interfase se debe al gradiente de energía potencial que debe generar la misma para enfrentar a la descarga fluvial. Sin ese gradiente, el agua de mar sería expulsada directamente del estuario. Debemos recordar, que en este sistema, la marea es muy pequeña proporcionalmente al río y por lo tanto la energía cinética residual de la misma es muy baja o nula. Las **Fig. 2b y 2c** presentan los perfiles verticales relativos promediados

en el ciclo de marea para una serie de cinco estaciones dispuestas idealmente a lo largo del eje del estuario desde su cabecera (est. 1) hasta la boca (est.5) para salinidad y la componente longitudinal de la velocidad. En el caso de los estuarios, se puede correlacionar directamente la salinidad con la densidad ya que el efecto de la temperatura sobre esta última tiende a ser de menor importancia dado su uniformidad tanto en profundidad como a lo largo del cuerpo de agua.

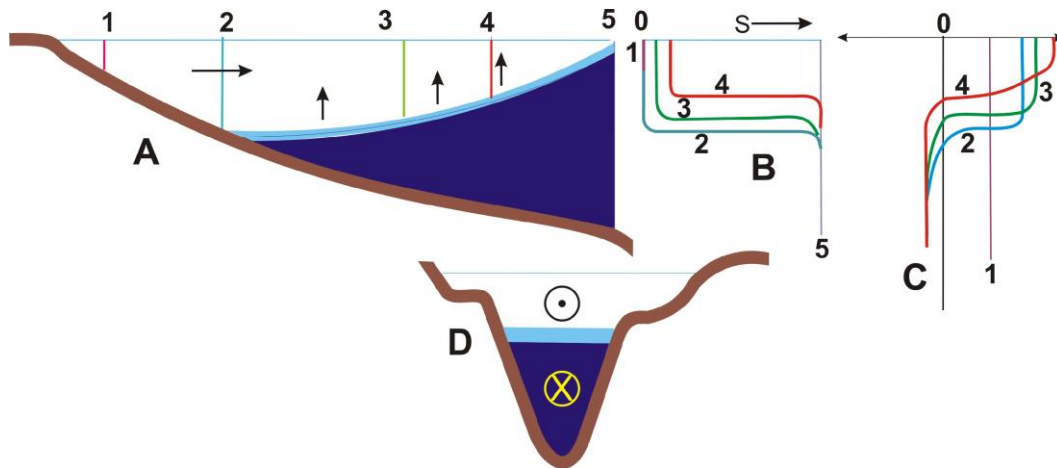


Fig. 2. Esquema de un estuario altamente estratificado de cuña salina **a)** perfil longitudinal, **b)** perfiles verticales de salinidad, **c)** perfiles verticales de la componente longitudinal de la velocidad residual, **d)** corte transversal al estuario mirado desde la boca.

El perfil longitudinal de la **Fig. 2a** representa la descarga de agua dulce en la capa superior y el ingreso de agua salada en la inferior con una estrecha interfase. Como se verá luego en la sección sobre Mezcla, el contacto entre una capa que tiene un flujo dado como es el caso del río sobre una capa inmóvil (agua salada) da lugar a la formación de ondas internas de diferentes tipos y que pueden llegar a romper. El resultado es que se produce un ingreso de agua salada en la capa superior la que va teniendo un tenor salino algo mayor a medida que se acerca a la boca. Pero, por la diferencia de densidad, no se produce una transferencia de agua dulce hacia la capa inferior la que permanece con la misma salinidad original. Este intercambio de masa hace que los flujos residuales en la capa superior también se incrementen hacia la boca. En la capa inferior, la velocidad residual que se detecta se debe a la necesidad de introducir más agua salada desde el mar para compensar por la pérdida en el transporte hacia arriba, por ello, los valores son aproximadamente iguales en todo el perfil longitudinal.

El caso de los fiordos es especial ya que muchos de ellos presentan canales profundos (hasta 1200 m en el caso del canal Mercier, en Chile) parcialmente cerrados por un umbral cuya cresta se encuentra a pocos metros de la superficie. Ello produce que la circulación estuarial se concentre dentro del rango definido por la profundidad del umbral. Allí ocurren procesos similares a los descritos para las cuñas salinas. Pero por debajo del umbral, las aguas en la cuenca tienen una baja o nula circulación lo que implica un muy bajo recambio de oxígeno (**Fig. 3**). El resultado es que luego de cierto tiempo, la flora y fauna que vive en esos niveles consumen el oxígeno teniendo que recurrir a modificaciones en su estructura biológica para poder respirar. Finalmente, el sistema se convierte en altamente

reductor y anóxico por lo que solo aquellas especies que pueden obtener oxígeno por reacciones químicas pueden sobrevivir.

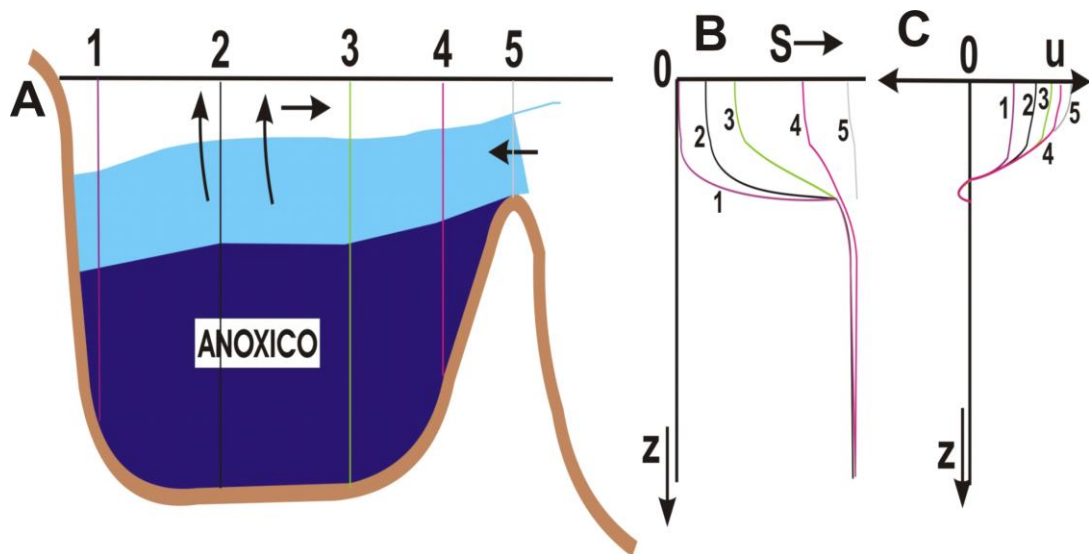


Fig. 3. Esquema de un estuario altamente estratificado tipo Fiordo. **a)** perfil longitudinal, **b)** perfiles verticales de salinidad, **c)** perfiles verticales de la componente longitudinal de la velocidad residual.

Cuando la relación entre la descarga y el prisma de marea tiende a equilibrarse, el efecto de la fricción de los flancos y fondo de los canales generan turbulencia en el sistema y allí es cuando comienza a producirse mezcla entre ambas capas. Entonces, ya no solo es un transporte de masa (sal y agua) sino que también hay un flujo de cantidad de movimiento pero ocurriendo en ambas direcciones. El resultado es que la interfase, como una zona muy estrecha entre ambas capas desaparece para transformarse en una zona que ocupa un espacio significativo de la columna de agua (**Fig. 4a**).

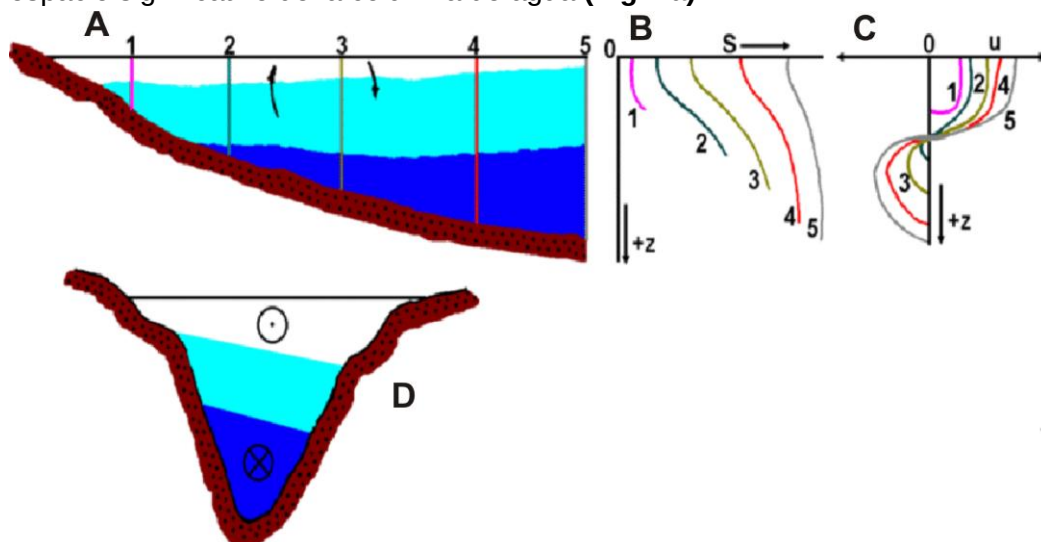


Fig. 4. Esquema de un estuario de mezcla parcial. **a)** perfil longitudinal, **b)** perfiles verticales de salinidad, **c)** perfiles verticales de la componente longitudinal de la velocidad residual, **d)** sección transversal del estuario vista desde la boca mostrando el efecto de Coriolis.

Estos estuarios se denominan de mezcla parcial y son, probablemente, los más comunes. También deja de existir la haloclina para mostrar perfiles de salinidad con gradientes menos intensos (**Fig. 4b**). Las velocidades residuales son equivalentes en ambas capas y muestran direcciones opuestas (**Fig. 4c**). En el ejemplo de la **Fig. 4d** se presenta el caso de un estuario muy ancho donde el efecto de Coriolis podría ser significativo, ello daría lugar a que la zona de interfase aparezca inclinada hacia la izquierda (derecha) en el hemisferio sur (norte). Pero eso solo ocurre cuando Coriolis es importante, para lo cual la geomorfología del estuario tiene preponderancia, ya sea por su ancho (p.e.: Río de la Plata) o por su longitud (p.e.: Bahía de Chesapeake).

En estuarios donde la predominancia de la marea es marcada, la turbulencia generada por la fricción hace que la columna aparezca totalmente mezclada. Si bien ciertos autores (p.e.: Dyer, 1997) dudan de la existencia de estas condiciones, mediciones de detalle en el estuario de Bahía Blanca (Piccolo y Perillo, 1990) muestran que pueden darse perfectamente. En aquellos lugares donde la influencia de Coriolis es significativa, los estuarios donde se produce una mezcla vertical muestran una variación horizontal en el flujo residual. Es decir, las dos capas verticales que se tenían en los estuarios de mezcla parcial ahora aparecen ubicadas lateralmente con flujos reversibles a ambos lados del canal. En la **Fig. 5** se muestran los perfiles verticales de salinidad y de corrientes residuales en las que se observan los diferentes valores para cada lado del canal. Para la salinidad, las diferencias en valor para una misma sección es muy pequeña, pero para las corrientes la diferencia radica en el signo del valor residual. El ejemplo que se da en la figura corresponde al hemisferio sur, siendo inversa en el norte.

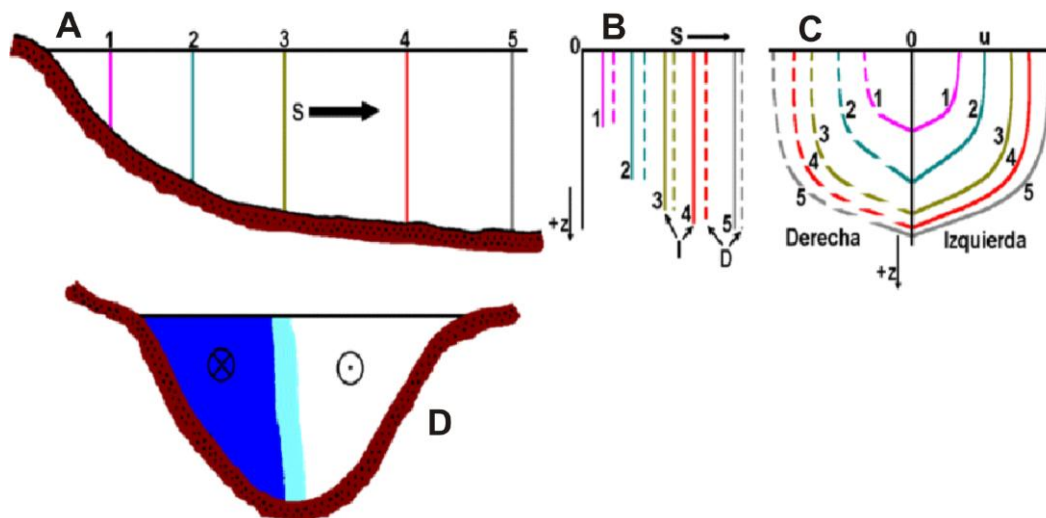


Fig. 5. Esquema de un estuario verticalmente homogéneo. **a)** perfil longitudinal del flanco de baja salinidad (izquierdo), **b)** perfiles verticales de salinidad, **c)** perfiles verticales de la componente longitudinal de la velocidad residual, **d)** sección transversal del estuario vista desde la boca mostrando el efecto de Coriolis.

El último miembro de esta clasificación corresponde a los estuarios seccionalmente homogéneos. Como su nombre lo indica, cada sección transversal tiene una distribución uniforme de la salinidad (**Fig. 6**) pero la misma crece hacia la boca. Los perfiles de velocidad residual están todos dirigidos hacia la boca lo cual representa, por un lado, el mecanismo de salida del agua dulce, pero por otro, una forma de eliminar la sal del sistema.

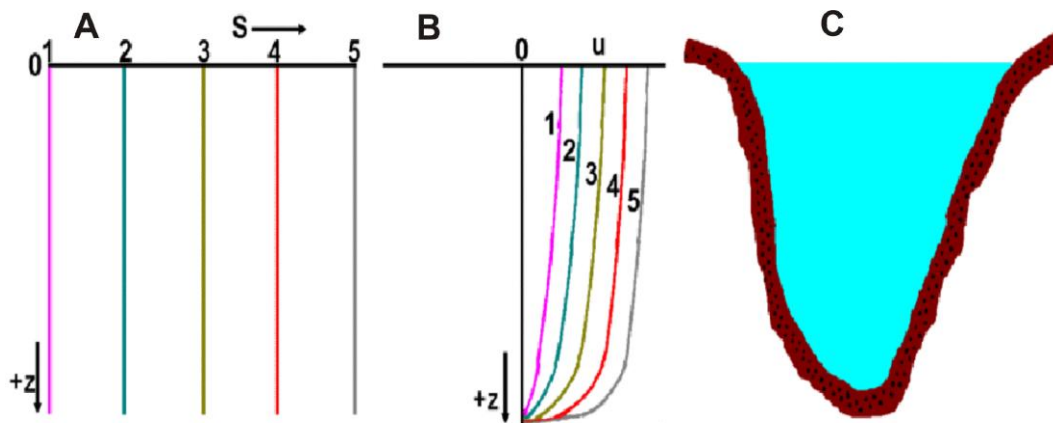


Fig. 6. Esquema de un estuario seccionalmente homogéneo. **a)** perfiles verticales de salinidad, **b)** perfiles verticales de la componente longitudinal de la velocidad residual, **d)** sección transversal del estuario vista desde la boca.

Es necesario recordar que cada uno de los términos de esta (y cualquier otra clasificación) representa miembros terminales ideales y no necesariamente es lo que se va a encontrar en un estuario dado. Tampoco se debe considerar que cualquiera de ellos va a representar a un estuario en su totalidad (salvo que estos sean de escasa longitud) sino que es muy probable que diferentes tramos de un mismo estuario presente características propias de diferentes miembros.

Asimismo, un estuario o tramo del mismo no necesariamente mantendrá la misma condición a lo largo del tiempo sino que puede evolucionar hacia uno u otro miembro terminal dependiendo de la descarga fluvial y/o amplitud de la marea.

Clasificaciones basadas en el Rango de Marea

La dinámica de los estuarios depende fundamentalmente del comportamiento de la marea. Hemos mencionado al Prisma de Marea que se define como el volumen de agua que ingresa a un estuario durante el flujo. El mismo se calcula en base al área cubierta por la marea multiplicada por la amplitud (mitad del rango). El problema es que cuando la marea ingresa a un canal, el efecto de la geomorfología produce cambios significativos en la onda, haciéndola asimétrica y modificando las velocidad de propagación debajo de la cresta o del seno de la misma. Por lo tanto, si bien una de las clasificaciones más empleadas se basa en el rango de marea, esto solo se puede utilizar como una primera aproximación.

La primera clasificación por rango de marea (H) fue presentada por Hayes (1975) basada en una clasificación previa de costas de Davis (1964) en la que divide a los estuarios en micromareales ($H < 2$ m), mesomareales ($2 \leq H \leq 4$ m) y macromareales ($H > 4$ m). Hayes no especifica en su trabajo cuales son las características de la marea a tomar en cuenta ni donde se miden (Perillo, 1995). No obstante, se puede deducir que el rango citado corresponde a los valores medios determinados en la boca del estuario. Análisis más recientes (p.e., Dyer, 1997) de las características geomorfológicas de los estuarios indican que sería necesario modificar a los macromareales en dos tipos: macromareales ($4 \leq H \leq 6$ m) e hipermareales ($H > 6$ m).

Independiente de la descarga fluvial, el efecto del rango de marea sobre la dinámica de un estuario resulta obvio. Por un lado, la intensidad de las corrientes de marea es directamente proporcional al rango de marea implicando que en aquellos estuarios con

mayores rangos existen potencialmente corrientes mucho más intensas. Concomitantemente, mayores corrientes representan mayor turbulencia y mezcla de la columna de agua al igual que un mayor transporte de sedimentos. En otro sentido, especialmente en regiones de bajo relieve, mayor rango de marea da lugar a inundaciones mayores, resultando en el desarrollo de amplios humedales costeros; los que, a su vez, influyen notablemente tanto en la propagación de la onda de marea como el comportamiento de las corrientes.

Aunque adquirir información sobre el rango de marea en la boca de un estuario puede ser relativamente sencillo (empleando la Tabla de Marea que publican los servicios correspondientes de cada país), el comportamiento de la onda de marea dentro de un estuario puede ser bastante complicado. Ello se debe a la interacción entre la forma que se propaga la onda de marea y la propia geomorfología del estuario. Por ejemplo, Le Floch (1961) propuso tres tipos de estuarios en función de la relación entre la fricción que ejercen el fondo y los flancos del canal y el factor de convergencia del canal. Para explicar este último aspecto pensemos en lo que sería un estuario ideal (se presume que el estuario en equilibrio, que en realidad no existe) donde el ancho y la profundidad del canal (en otras palabras, el área de la sección transversal) se incrementa exponencialmente hacia la boca. Entonces, la onda al ingresar al mismo, por efecto de esa convergencia concentra la energía de la onda en menor espacio lateral (similar al efecto de refracción de las olas) y resulta en un incremento de la altura de la onda. En cambio, la fricción actúa en el sentido contrario, es decir disipando la energía de la onda lo cual, de no mediar otro factor, hace que la altura vaya disminuyendo hacia la cabecera.

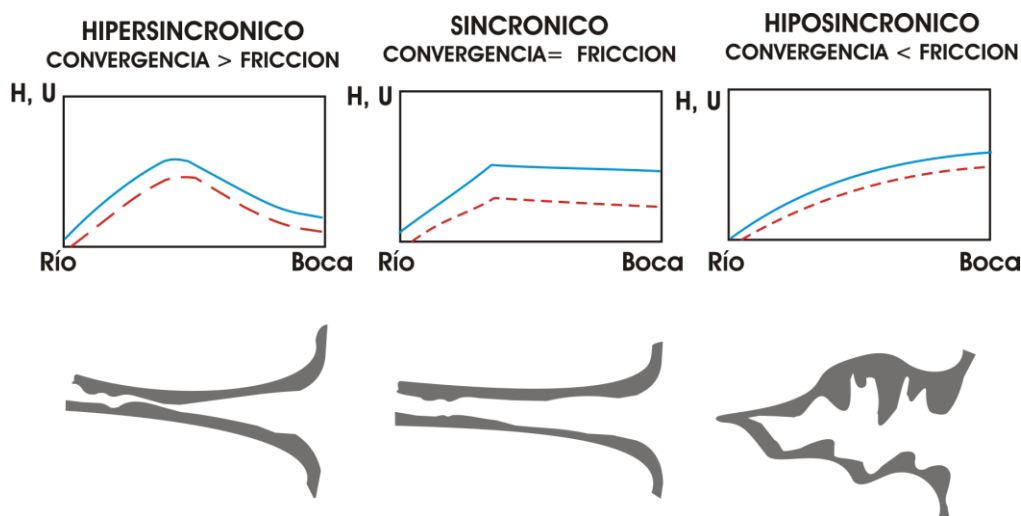


Fig. 7. Clasificación de estuarios basada en la relación entre la convergencia y la fricción.

Los estuarios hipersincrónicos son aquellos en que el rango de la marea aumenta desde la boca hacia la cabecera debido a que la convergencia, debido a su forma parecida a un embudo, supera a la fricción (flancos relativamente uniformes). El máximo se alcanza en un punto donde el efecto del río comienza a ser significativo y entonces el rango disminuye hasta que deja de influir en el sistema. La corriente de marea sigue necesariamente el mismo patrón. El estuario de Bahía Blanca es un buen ejemplo de un estuario hipersincrónico una evolución de rango de marea media de 2,2 m en la boca a 4 m en la cabecera (Perillo y Piccolo, 1991). En el otro extremo están los estuarios hiposincrónicos donde el efecto de la fricción, normalmente debido a una costa muy rugosa (p.e., en rías) se

sobrepone a la convergencia, por lo que el rango de marea (y la intensidad de las corrientes) se va reduciendo hacia el interior. En el medio quedan los sincrónicos donde ambos parámetros son de igual magnitud resultando en valores similares del rango de marea (intensidad de corriente) a todo lo largo del estuario.

Clasificaciones Cuantitativas

Todas las clasificaciones presentadas hasta acá, aunque tengan ciertos valores, son esencialmente cualitativas o bien no se han mostrado análisis que permitan establecer determinados parámetros que se asocien al tipo de estuario. Si bien se han realizado una serie de intentos para clasificar cuantitativamente a los estuarios desde un punto de vista hidrodinámico (p.e., Simmons, 1955; Ippen y Harleman, 1961), la primera clasificación cuantitativa que fue aceptada por la mayoría de los especialistas fue la desarrollada por Hansen y Rattray (1966). Ésta se basa en un análisis teórico donde se relacionan dos parámetros adimensionales que son relativamente sencillos de medir. Por un lado se tiene al *parámetro de estratificación* definido como

$$\frac{\Delta S}{S_o} = \frac{S_f - S_s}{S_o}$$

donde S_f y S_s son las salinidades promediadas en un ciclo de marea fondo (f) y en la superficie (s) y S_o es la salinidad promediada en la sección transversal. Resulta necesario destacar que la salinidad no tiene unidades (es adimensional) y que solamente se la debe indicar como un número ya que es cociente entre dos masas. En contraposición, estos autores definieron el *parámetro de circulación* como u_s/u_f , donde u_s es la velocidad en superficie promediada en el ciclo de marea y u_f es la velocidad promediada en la sección transversal y en el ciclo de marea, y que se relaciona con la descarga fluvial (R) y el área de la sección transversal (A) por medio de la ecuación $uf = R/A$. Este segundo término muestra el cociente entre la descarga media del agua dulce más el flujo de agua de mezclada por la acción turbulenta y los procesos de inclusión y arrastre (se analizarán en más detalle en la sección sobre Mezcla y Difusión).

El diagrama de estratificación-circulación (**Fig. 8**) incluye la variación del coeficiente de difusión de sal v definido como la fracción del flujo total de sal hacia la cabecera que se produce por difusión. Cuando $v = 1$, todo el transporte es por difusión y, en el otro extremo ($v = 0$) la difusión es despreciable y todo el flujo es prácticamente por convección gravitacional en dos capas (Hansen y Rattray, 1966). Basados en la distribución de v (no se muestra aquí) los autores establecieron una serie de campos donde se pueden identificar las características que representan a siete tipos de estuarios que se pueden relacionar con la clasificación mostrada en la **Fig. 1**. Una subdivisión en el eje vertical muestra las diferencias en columnas de agua estratificadas, para:

$$\frac{\Delta S}{S_o} > 1, \quad \text{existe mayor estratificación y si es } < 1 \text{ la columna está más mezclada.}$$

El Tipo 1 corresponde a los estuarios en que el flujo neto es hacia el mar y el transporte de sal hacia el interior del estuario es principalmente por difusión.

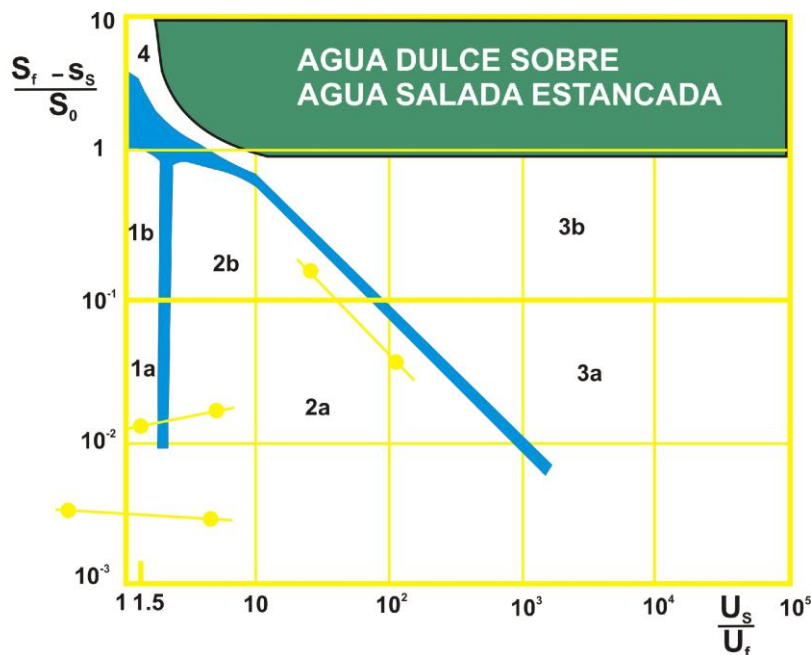


Fig. 8. Diagrama de estratificación-circulación, con ejemplos de mediciones realizadas en el estuario de Bahía Blanca.

El Tipo 1a corresponde a los estuarios homogéneos (dado el análisis teórico de los autores, serían los estuarios seccionalmente homogéneos), mientras que el Tipo 1b muestran cierta estratificación pero no existe un transporte hacia la cabecera en el fondo. Los estuarios de mezcla parcial quedan comprendidos dentro del Tipo 2, donde aparecen flujos reversibles siendo más intensa la estratificación en los de Tipo 2a. En estos tipos tanto la advección como la difusión son importantes en el transporte de sal hacia la cabecera.

Donde se tiene un transporte fundamentalmente advectivo es en los estuarios de Tipo 3. En particular, el Tipo 3b representa a los fiordos en los que la capa inferior tiene tal profundidad, que ni el gradiente de salinidad ni la circulación se extienden hasta el fondo. Por último, el Tipo 4 corresponde a los de cuña salina donde la estratificación es dominante. Existe un sector en la parte superior del gráficos (**Fig. 8**) donde solo se tiene agua dulce sobrenadando una capa más grande de agua salada pero sin que exista intercambio entre ellas.

Una de las grandes ventajas de esta clasificación es que no solo permite establecer en forma cuantitativa la posición de un estuario, sino que uno puede utilizarlo para analizar las variaciones que existen entre diferentes secciones transversales del mismo estuario (Hansen y Rattray, 1966; Piccolo y Perillo, 1990) o incluso comparar el comportamiento de estaciones dentro de una misma sección transversal (**Fig. 8**) como en el caso del estuario de Bahía Blanca. También permite analizar la evolución de una misma sección transversal a lo largo del tiempo, por ejemplo, Dyer y Ramamoorthy (1969) siguieron las variaciones que sufrió el estuario del Vellar (India) a posteriori de un monzón donde el estuario pasó de ser de cuña salina (Tipo 4) durante la máxima descarga, a mezcla parcial (Tipo 2b) con menos del 1% de la descarga fluvial máxima, en aproximadamente 1 mes.

Dyer (1997) introduce otro párametro que permite establecer criterios para clasificar estuarios como es el *número de estuario (Ne)*

$$Ne = \frac{PF^2}{TR} \quad (1)$$

donde **T** es el período de la marea (12,4 h para mareas semidiurnas, 25 h para diurnas), **P** = u_s/u_t donde u_t es la desviación estándar de la corriente de marea y *el número de Froude densimétrico*:

$$F_m = \frac{u_f}{\sqrt{gd\left(\frac{\Delta\rho}{\rho}\right)}} \quad (2)$$

siendo **d** la profundidad del lugar, **g** (= 9,8 m/s²) la aceleración de la gravedad y **p** la densidad del agua. El *número de estuario* analiza globalmente al estuario pero puede ser aplicado localmente si se conoce **P** por encima del punto de análisis. La condición de estuario homogéneo o bien mezclado ocurre cuando **Ne** > 0,1 mientras que el sistema está estratificado cuando es > 0,1.

Existen otras clasificaciones físicas de estuarios, pero su descripción y análisis escapan del objetivo del presente capítulo. Las presentadas dan una idea acabada de los principales factores que tienen que intervenir para establecer, en base a su medición, cuales son las condiciones en que se encuentra el sistema y como puede evolucionar ante cambios en alguno o todos los parámetros. Lo importante es que la tendencia actual es utilizar clasificaciones cuantitativas basadas en número adimensionales que permitan relacionar más de un parámetro y comparar entre diferentes estuarios.

Números Adimensionales en Estuarios

Los procesos que ocurren en cualquier flujo están relacionados por el balance entre las fuerzas inerciales (**FI**) que dan lugar al movimiento del agua y las fuerzas restitutivas (**FR**) que son las que tratan que el sistema vuelva a su estado de reposo. En esta sección vamos a analizar este concepto en forma simple para obtener algunos de los números adimensionales más importantes. En la sección sobre Dinámica de Estuarios volveremos sobre el tema con un tratamiento más formal. Por lo tanto, podemos imaginar que un sistema está en equilibrio (si tal cosa existiera) cuando ambas fuerzas son iguales. Dentro de las **FR** podemos definir a priori una serie de fuerzas representativas: **FG** = fuerza gravitacional, **FV** = fuerzas viscosas y **FC** = fuerza de Coriolis.

$$FI = FG + FV + FC \quad (3)$$

Cada una de estas fuerzas está representada por una ecuación:

$$FI = \frac{\rho u^2}{d}$$

$$FG = \rho g$$

$$FV = \frac{\mu u}{d^2}$$

donde **μ** es la viscosidad dinámica del agua.

Ω (= 7,3 rad/s) es la velocidad angular de la Tierra. Si se reemplaza cada uno de los términos en la ecuación (3) y se dividen ambos términos por FI resulta:

$$1 = \frac{gd}{u^2} + \frac{\mu}{\rho u d} + \frac{\Omega d}{u} \quad (4)$$

Esta ecuación representa la sumatoria de una serie de números adimensionales y vamos a analizar brevemente a cada uno de ellos en forma separada. Si invertimos y le aplicamos la raíz cuadrada al primer término de la derecha de la ecuación (4) resulta en:

$$Fr = \frac{u}{\sqrt{gd}}$$

conocido como el *Número de Froude*, representa la relación entre las fuerzas gravitacionales y las inerciales, mientras que el segundo término de la derecha, al ser invertido queda:

$$Re = \frac{ud}{\nu}$$

denominado como Número de Reynolds que relaciona las fuerzas viscosas con las inerciales. A partir de aquí vamos a usar ν para identificar a la viscosidad cinemática (μ/ρ).

Por último, el tercer término relaciona a la fuerza de Coriolis con las fuerzas inerciales:

$$Ro = \frac{u}{\Omega d}$$

y es designado como Número de Rossby.

El número de Reynolds representa una forma de medir el grado de turbulencia o capacidad de mezcla tiene un estuario. Valores de $Re < 2000$ dan idea de un flujo laminar, mientras que cuando supera 10^5 se entra en un flujo turbulento. Las fuerzas viscosas en este caso dan una idea del nivel de fricción que ejercen los bordes del canal además de las cizallas internas que tiene el flujo. Cuando más turbulento es el flujo, mayor es el número y tamaño de los vórtices actuando en él y, consecuentemente, mayor es la capacidad que tiene el flujo de mezclar y homogeneizar la columna de agua. Salvo por condiciones prácticamente sin flujo, los estuarios siempre están en una situación turbulenta aún en aquellos altamente estratificados. Pero justamente existen mecanismos que permiten controlar y aún eliminar la turbulencia basados en el grado de estratificación que tiene el sistema. Ello se determina empleando el Número de Richardson definido como:

$$Ri = \frac{\frac{g}{\rho_0} \frac{\partial \rho}{\partial z}}{\left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)^2}$$

donde ρ_0 es la densidad media ponderada entre las dos capas 1 y 2 (**Fig. 9**) y calculada como:

$$\rho_0 = \frac{\rho_1 d_1 + \rho_2 d_2}{d_1 + d_2}$$

Para valores de $Ri > 0$ el flujo es estable y el trabajo que debe hacer la turbulencia (representada por el gradiente de velocidad) es significativo para generar una mezcla vertical. Si el valor supera 0,25 entonces la columna es muy

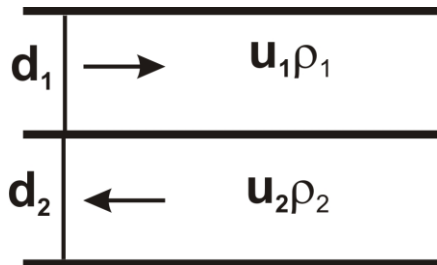


Fig. 9: Modelo de estratificación de dos capas.

estable y prácticamente elimina a la turbulencia del sistema; por ejemplo los estuarios altamente estratificados tienen valores de $Ri > 0$ y muchos aún mayores de 0,25. $Ri = 0$ marca una condición de neutralidad, mientras que para valores < 0 el sistema es totalmente inestable y, por lo tanto, sujeto a una fuerte mezcla vertical

Suponiendo que $\rho = \rho_o (1 + \beta S)$ donde $\beta = 7,8 \times 10^{-4}$, se puede calcular Ri en función solamente de la salinidad y de mediciones de corrientes como:

$$Ri = \frac{g\beta \frac{\partial S}{\partial z}}{\left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)^2}$$

mientras que una versión simplificada de la misma es representada por el Ri de capas:

$$Ri = \frac{\frac{\Delta\rho}{\rho_1} g d_1}{|u_1 - u|^2}$$

Otros números adimensionales son las diferentes formas del *número de Froude*: el interfacial (Fr_i)

$$Fr_i = \frac{|u_1 - u_2|}{\sqrt{\frac{\Delta\rho}{\rho_1} g d_1}}$$

el estuarial (Fr_d):

$$Fr_d = \frac{R}{\sqrt{\frac{\Delta\rho}{\rho_1} g b^2 d^3}} \quad (\text{donde } b \text{ es el ancho del canal}).$$

y el densimétrico (Fr_m):

$$Fr_m = \frac{u_f}{\sqrt{\frac{\Delta\rho}{\rho}gd}}$$

Como veremos más adelante, el *número de Froude* juega un papel importante en el control de la formación de ondas en la interfase cuando existe una buena estratificación en la columna de agua.

Ippen y Harleman (1961) determinaron también otro número adimensional muy importante que se define como el *número de estratificación* ($S_t = G/J$) que relaciona a las fuerzas inerciales con la fricción que generan los bordes del canal (una forma cuantitativa de la clasificación de Le Floch). S_t se calcula como:

$$\frac{G}{J} = \frac{1}{2} \frac{C}{u_f} \left(\frac{\eta}{d} \right)^2 \frac{gd}{L} \frac{\rho \sinh(2\mu L)}{[\cos(2\kappa L) + \cosh(2\mu L)] \Delta\rho}$$

donde $\mathbf{k} (= 2\pi/L)$ es el número de onda con L la longitud de la onda de marea, μ es un coeficiente de fricción, η es la representación de la superficie del agua desplazada por la propagación de la onda de marea y $C (= \sqrt{gd})$ es la velocidad de propagación de la onda en aguas someras. Prandle (1985) presentó una versión simplificada:

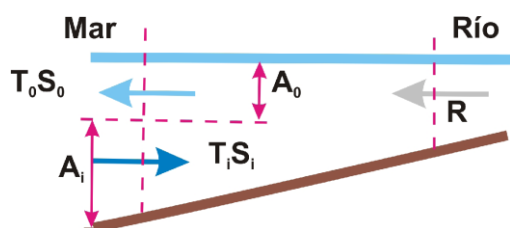
$$\frac{G}{J} = S_t = 0,85 \frac{k\rho U^3 L}{g \frac{\Delta\rho}{\rho} d^2 u_f}$$

en la que los estuarios homogéneos tienen valores $S_t < 6 \times 10^2$, mientras que los estratificados son mayores a 10^2 .

Basados en las derivaciones de Ippen y Harleman (1961, 1966) y Prandle (1985), Perillo y Piccolo (1991) analizaron el comportamiento del estuario de Bahía Blanca demostrando el carácter hipersincrónico del mismo debido a la relativamente baja disipación de la energía de la marea por la fricción y que esta ocurre principalmente en la zona exterior del estuario debido a los efectos de la geomorfología. No obstante, ellos hacen la salvedad que el análisis teórico desarrollado se basa en canales que no están bordeados por extensivas planicies de marea y marismas, como es el caso de Bahía Blanca, por lo tanto, un estudio más detallado debería tomaren cuenta ese efecto.

Balance de Sal

Analizando todo lo presentado anteriormente resulta obvio que uno de los aspectos claves en todo estuario es el comportamiento del agua de mar dentro del sistema. En realidad, prácticamente se mide salinidad porque es mucho más sencillo, pero el interés último tiene que ver con el comportamiento del agua dulce y como ésta es exportada del sistema.



Ello está relacionado con el tiempo de residencia de ese agua dulce y cómo se puede emplear como trazador de cualquier sustancia que este disuelta en el agua.

Una primera aproximación para definir el balance de sal (o de agua dulce) en un estuario es considerando un modelo de circulación de dos capas como el de la Fig.

Fig. 10. Modelo de dos capas de circulación estuarial

10. En este caso hay que considerar algunas suposiciones: **a)** toda el agua de mar que ingresa al estuario se mezcla totalmente con

la del río, **b)** el intercambio sólo se produce por advección, **c)** la difusión horizontal es despreciable. Por lo tanto, considerando que debe existir un balance de masa, se pueden establecer las siguientes relaciones:

$$T_o - T_i = R \quad (\text{volumen})$$

$$T_o S_o = T_i S_i \quad (\text{masa})$$

donde **T** es el volumen transportado de agua, **S** es la salinidad y **R** es el caudal del río. Los subíndices **i** y **o** representan lo que ingresa y sale, respectivamente. A partir de ambas ecuaciones se puede estimar ambos transportes como:

$$T_o = \frac{S_i R}{S_i - S_o} \quad T_i = \frac{S_o R}{S_i - S_o}$$

que representan la relación de Knudsen para el balance de sal. Si **A_o** y **A_i** son conocidos, se puede calcular la velocidad media en ambos casos como:

$$\bar{u}_o = \frac{T_o}{A_o} \quad \bar{u}_i = \frac{T_i}{A_i}$$

y, eventualmente, estimar el tiempo de residencia (**t_f**) del agua dulce (o de cualquier sustancia disuelta) en el sistema si se conoce el volumen total del estuario (**V**):

$$t_f = \frac{V}{T_o} = \frac{V(S_i - S_o)}{S_i R}$$

Aunque para entender la dinámica de los estuarios es necesario que el balance global de sal sea satisfecho simultáneamente con el de las ecuaciones de cantidad de movimiento y salinidad, en esta parte vamos a analizar solamente la ecuación general de balance de sal. La misma es una forma de la ecuación de continuidad para la masa (agua) pero incluye además una serie de términos que tienen que ver con la difusión molecular (**ε**) que, en este caso, para simplificar, lo vamos a considerar igual en todos los ejes.

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial(Su)}{\partial x} + \frac{\partial(Sv)}{\partial y} + \frac{\partial(Sw)}{\partial z} = -\epsilon \left[\frac{\partial^2 S}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 S}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 S}{\partial z^2} \right]$$

El primer término de la izquierda representa la variación local de la salinidad, es decir, como varía **S** a lo largo del tiempo si estamos midiendo ese parámetro en un punto dado del estuario. Los otros términos de la izquierda se denominan los términos advectivos de la ecuación los que muestran como varía la **S** mientras una parcela de agua es transportada (advectada) en el espacio. Los términos de la derecha dan una idea de la difusión molecular producida por los gradientes a lo largo de cada eje de la **S**. Expandiendo las derivadas de los productos en (5) y aplicando:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial S}{\partial x}u + \frac{\partial S}{\partial y}v + \frac{\partial S}{\partial z}w \quad (6)$$

se obtiene:

$$\frac{dS}{dt} + S \left[\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} \right] = -\varepsilon \left[\frac{\partial^2 S}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 S}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 S}{\partial z^2} \right] \quad (7)$$

Tanto la ecuación (5) como la (7) son dos formas diferentes de presentar la misma ecuación de balance de sal que podemos denominar como de valores instantáneos. Es decir, representan la distribución de sal en un momento dado. Para seguir avanzando sobre el tema, es necesario introducir una serie de definiciones basadas en promedios de variables. Vamos a emplear en este caso a la componente longitudinal de la velocidad instantánea ($u(t)$), pero este procedimiento es válido para todas las otras variables que son afectadas por la acción de la marea y por los procesos turbulentos asociados.

Para ello podemos establecer que $u(t)$ puede expresarse como la sumatoria de una velocidad media en el ciclo de marea ($\langle u \rangle$), la amplitud de la velocidad generada por la marea (U) y las fluctuaciones turbulentas ($u'(t)$) (**Fig. 11**).

Ello se puede expresar como:

$$u(t) = \langle u \rangle + U + u'(t)$$

similarmemente:

$$s(t) = \langle s \rangle + S + s'(t)$$

Si ambas expresiones son reemplazadas en la ecuación (5), se tienen los siguientes resultados: (se van a tratar cada término por separado para una mejor comprensión de los mismos).

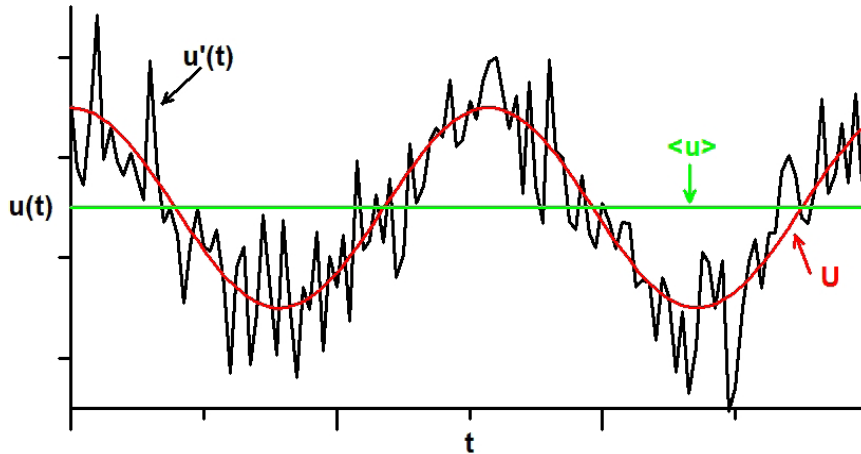


Fig. 11. Variación temporal de la componente longitudinal de la corriente y su descomposición en un valor medio ($\langle u \rangle$) componente mareal (U) y fluctuaciones turbulentas ($u'(t)$).

El término local queda:

$$\frac{\partial}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial t} [\langle s \rangle + S + s'] = \frac{\partial \langle s \rangle}{\partial t} + \frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial s'}{\partial t} = \frac{\partial \langle s \rangle}{\partial t}$$

después que se expandió y se promedió en el ciclo de marea. Tanto el término en **S** como **s'** son = 0 por definición. Para el caso de los términos de difusión (acá solo se presenta el correspondiente al eje x) sucede lo mismo:

$$\frac{\partial^2 s}{\partial x^2} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial}{\partial x} [\langle s \rangle + S + s'] \right) = \frac{\partial^2 \langle s \rangle}{\partial x^2}$$

Sumando los otros dos ejes queda:

$$\varepsilon \left[\frac{\partial^2 \langle s \rangle}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \langle s \rangle}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \langle s \rangle}{\partial z^2} \right]$$

Finalmente, los términos advectivos son más complejos de analizar (otra vez solo se presenta el caso del eje x)

$$\frac{\partial (us)}{\partial x} = - \frac{\partial}{\partial x} [\overset{1}{\langle u \rangle \langle s \rangle} + \overset{2}{\langle u \rangle S} + \overset{3}{\langle u \rangle s'} + \overset{4}{U \langle s \rangle} + \overset{5}{US} + \overset{6}{Us'} + \overset{7}{u' \langle s \rangle} + \overset{8}{u'S} + \overset{9}{u's'}]$$

Dado que **u** y **s**, cada uno es la suma de tres variables, su producto resulta en un total de **9** términos que se analizarán individualmente:

- 1.- El promedio de $\langle u \rangle \langle s \rangle$ en el ciclo de marea es $\langle us \rangle$.
- 2 y 4.- No existe una correlación entre los promedios y las componente de la marea, entonces son = 0
- 3 y 7.- Tampoco existe esta correlación, entonces son = 0
- 6 y 8.- Existe una muy pobre correlación entre las variables, pero cuando se calcula el gradiente de esos productos los mismos son despreciables.
- 5.- Tanto teóricamente como en la realidad, **U** y **S** están 90° fuera de fase por lo que su correlación es = 0.
- 9.- Solo es 0 en condiciones de estabilidad (p.e., fuerte estratificación) pero los estuarios son siempre turbulentos.

Una vez que se promedia en el ciclo de marea, todas estas simplificaciones tienen lugar por lo que la ecuación final para el balance de sal queda:

$$\frac{\partial \langle S \rangle}{\partial t} = - \frac{\partial \langle su \rangle}{\partial x} - \frac{\partial \langle sv \rangle}{\partial y} - \frac{\partial \langle sw \rangle}{\partial z} + \frac{\partial \langle u's' \rangle}{\partial x} + \frac{\partial \langle v's' \rangle}{\partial y} + \frac{\partial \langle w's' \rangle}{\partial z}$$

donde se ha supuesto que los términos de difusión molecular son despreciables con respecto a los turbulentos. Se puede agregar una nueva aproximación a los términos turbulentos que permite estimarlos a partir del gradiente de $\langle s \rangle$ a lo largo de cada eje conociendo los coeficientes de difusión turbulenta **K** según: (otra vez sólo para el eje x):

$$\langle u's' \rangle = -K_x \frac{\partial \langle s \rangle}{\partial x}$$

Si se aplica a (8) se obtiene la forma oceanográfica de la ec. de balance de sal:

$$\frac{\partial \langle s \rangle}{\partial t} = -\frac{\partial \langle su \rangle}{\partial x} - \frac{\partial \langle sv \rangle}{\partial y} - \frac{\partial \langle sw \rangle}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left[K_x \frac{\partial \langle s \rangle}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[K_y \frac{\partial \langle s \rangle}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[K_z \frac{\partial \langle s \rangle}{\partial z} \right]$$

que se puede complementar al expandir las derivadas de los productos y reemplazar por la ecuación de continuidad para flujos incompresibles: (como es el caso del agua)

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (10)$$

resultando en:

$$\frac{d \langle s \rangle}{dt} = \langle u \rangle \frac{\partial \langle s \rangle}{\partial x} + \langle v \rangle \frac{\partial \langle s \rangle}{\partial y} + \langle w \rangle \frac{\partial \langle s \rangle}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial x} \left[K_x \frac{\partial \langle s \rangle}{\partial x} \right] - \frac{\partial}{\partial y} \left[K_y \frac{\partial \langle s \rangle}{\partial y} \right] - \frac{\partial}{\partial z} \left[K_z \frac{\partial \langle s \rangle}{\partial z} \right]$$

La ecuación (11) puede aplicarse directamente a los principales tipos de estuarios originalmente propuestos por Pritchard (1955) para el caso estacionario:

$$\left(\frac{\partial \langle s \rangle}{\partial t} = 0 \right)$$

En el caso de los estuarios de cuña salina y fiordos sólo existen variaciones tanto a lo largo del estuario como en la columna de agua, pero como son estables por el fuerte gradiente, la mezcla turbulenta es despreciable. Con estas suposiciones, la ecuación (10) queda:

$$\langle u \rangle \frac{\partial \langle S \rangle}{\partial x} + \langle w \rangle \frac{\partial \langle S \rangle}{\partial z} = 0$$

En los estuarios de mezcla parcial siguen existiendo las mismas variaciones pero el término de difusión turbulenta vertical no se puede despreciar, por lo tanto la ecuación que representa el balance de sal en estos sistemas es:

$$\langle u \rangle \frac{\partial \langle S \rangle}{\partial x} + \langle w \rangle \frac{\partial \langle S \rangle}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K_z \frac{\partial \langle S \rangle}{\partial z} \right]$$

Por otro lado, los estuarios homogéneos tienen fundamentalmente variaciones longitudinales. La diferencia radica en los *verticalmente homogéneos* donde existe un gradiente lateral resultando en:

$$\langle u \rangle \frac{\partial \langle S \rangle}{\partial x} + \langle v \rangle \frac{\partial \langle S \rangle}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial y} \left[K_y \frac{\partial \langle S \rangle}{\partial y} \right]$$

mientras que los *seccionalmente homogéneos* solamente varían en forma longitudinal:

$$\langle u \rangle \frac{\partial \langle S \rangle}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left[K_x \frac{\partial \langle S \rangle}{\partial x} \right]$$

Por ejemplo, Perillo et al. (1989) aplicando esta última ecuación al estuario del río Chubut pudieron calcular $K_x = 6,8 \times 10^5 \text{ cm}^2/\text{s}$ para ese estuario que se comportaba, en la zona de trabajo, como seccionalmente homogéneo.

Balance Dinámico

La ecuación de balance de sal representa una forma extendida de la ecuación de continuidad aplicada al contenido de sal existe en el agua. Si consideramos solamente la masa de agua, representada acá por su densidad ρ , la forma general de la ecuación de continuidad resulta:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \frac{\partial(\rho u)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho v)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho w)}{\partial z} = 0$$

pero aplicando la ecuación (6) estimada para la densidad se obtiene:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \rho \left[\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} \right] = \frac{d\rho}{dt} + \rho \nabla \cdot V = 0 \quad (12)$$

donde se incluye también la versión vectorial de la ecuación. En el caso de un fluido incompresible como el agua en un estuario, las variaciones de ρ son despreciables (no lo es así cuando se consideran las condiciones a grandes profundidades en el océano), la ecuación (12) se transforma en la (10):

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = \nabla \cdot V = 0 \quad (13)$$

Cuando se analizaron los números adimensionales se planteó en forma simplificada la ecuación de cantidad de movimiento. La versión completa de esa ecuación expresada para cada uno de los tres ejes es:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + f_1 v - f_2 w \cos \theta + \frac{\mu}{\rho} \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \right) \\ \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} - f_1 u - f_2 w \sin \theta + \frac{\mu}{\rho} \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial z^2} \right) \\ \frac{\partial w}{\partial t} + u \frac{\partial w}{\partial x} + v \frac{\partial w}{\partial y} + w \frac{\partial w}{\partial z} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} + g - f_2 (u \cos \theta - v \sin \theta) + \frac{\mu}{\rho} \nabla^2 w \end{aligned}$$

donde p es la presión, $f_1 = 2 \omega \sin \varphi$ y $f_2 = 2 \omega \cos \varphi$ corresponden a los términos de Coriolis con ω = velocidad angular de la Tierra y φ es la latitud donde se aplica la fuerza, mientras que θ es el ángulo entre el eje de las x positivo y el Este. Es imposible resolver analíticamente el conjunto de tres ecuaciones (14)-(16) y solo se trabaja con ellas en modelos numéricos, pero especialmente utilizando las formas promediadas en la marea.

Si se trabaja con esos valores medios, una primera aproximación de la ecuación (16) sabiendo que en el eje vertical Coriolis es despreciable, al igual los términos de turbulencia y los de aceleración. Por lo tanto, solo queda el balance entre la gravedad y el término de presión lo que resulta en la ecuación hidrostática:

$$\frac{\partial p}{\partial x} = g \rho \frac{\partial z}{\partial x} \quad (17)$$

O expresada en su otra versión:

$$\frac{\partial p}{\partial x} = g z \frac{\partial \rho}{\partial x} \quad (18)$$

La ecuación (17) es la que representa, por ejemplo, el flujo de un río a lo largo de una pendiente, mientras que la segunda representa la circulación que se produce en un estuario o en el océano debido al gradiente de densidad. Cuando existe ese gradiente, necesariamente genera el gradiente de presión que está directamente relacionado con la aceleración del flujo. Otra forma de representar el proceso es empelando:

$$-\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} = g \frac{\partial \eta}{\partial x} \quad (19)$$

donde η es la función que representa a la superficie del agua. Por ejemplo, en el caso de una onda es:

$$\eta = A \cos(kx - \sigma t)$$

donde A es la amplitud de la onda, $k (=2\pi/L)$ es el número de onda $2\pi/T$ es la frecuencia angular. A partir de la ecuación (18), si se integra en profundidad se obtiene:

$$p = p_a + g \int_{-\eta}^z \rho dz$$

donde p_a es la presión atmosférica que se puede suponer uniforme a lo largo de un estuario. Si despejamos el gradiente de presión e integramos en profundidad queda:

$$\frac{\partial p}{\partial x} = g \int_{-\eta}^z \frac{\partial \rho}{\partial x} dz - g \rho_s \frac{\partial \eta}{\partial x} \quad (20)$$

donde ρ_s es la densidad en la superficie. La ecuación (20) muestra los dos términos básicos que representan los dos principales flujos que ocurren en cualquier ambiente (es equivalente en el océano o en la atmósfera). Vamos a analizar los términos de esa ecuación. Si la densidad se mantiene constante entonces el primer término de la derecha es = 0 y, por lo tanto, la ecuación (20) es:

$$\frac{\partial p}{\partial x} = -\rho g \frac{\partial \eta}{\partial x}$$

lo que implica que el flujo es solo controlado por la pendiente de la superficie y que además es independiente de la profundidad mientras que las isobaras aparecen

inclinadas en profundidad representando un proceso barotrópico. Pero en el caso en que haya un cambio en la densidad con z , ello implica que la pendiente de la superficie es compensada por la gradual variación de las isobaras que son paralelas a las isopícnas, dando un flujo baroclínico, como se ve en la **Fig. 12**.

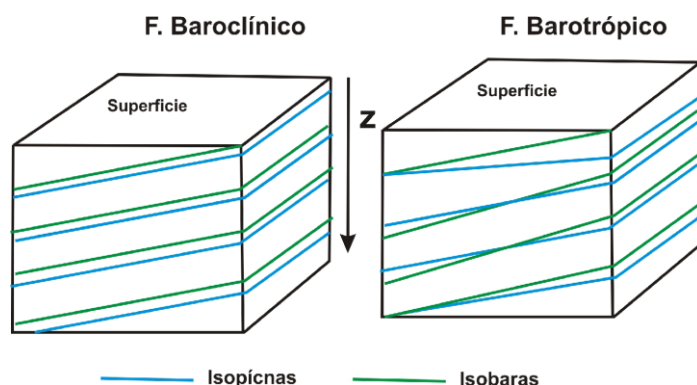


Fig. 12 Esquemas representativos de los flujos baroclínico y barotrópico

Mareas y Turbulencia

La marea es la principal fuente de energía en un estuario y el mecanismo por el cual es introducida sal en el sistema. La marea actúa de forma de contrabalancear la descarga fluvial y entre ambos definen la circulación estuarial la que es modificada por la geomorfología propia de cada estuario y una serie de factores externos, como ser climáticos y la influencia antrópica.

En ningún caso los estuarios tienen la suficiente superficie como para generar su propia onda de marea, sino que son sistemas cooscilantes con la marea generada en el océano adyacente. Por lo tanto, la onda de marea penetra en el canal, sufre modificaciones que le induce la geomorfología (acá incluimos las estructuras artificiales) y el río y es reflejada en la cabecera. En función del grado de reflexión, la onda resultante actuando en el estuario en lugar de ser de tipo progresiva, suele ser estacionaria o cuasiestacionaria (**Fig. 13**). Ello implica que las máximas velocidades no se producen durante la pleamar y bajamar (caso de onda progresiva) sino en condiciones de media marea creciente y bajante. La condición de velocidad 0 o *estoa* ocurre exactamente en pleamar y bajamar. Normalmente, la reflexión no es perfecta y, por lo tanto, la onda resultante es cuasiestacionaria por lo que la *estoa* ocurre unos minutos después de la pleamar y bajamar, respectivamente. Ello es variable para cada estuario y no siempre es igual en todas las condiciones de marea ni en diversos sectores del mismo estuario.

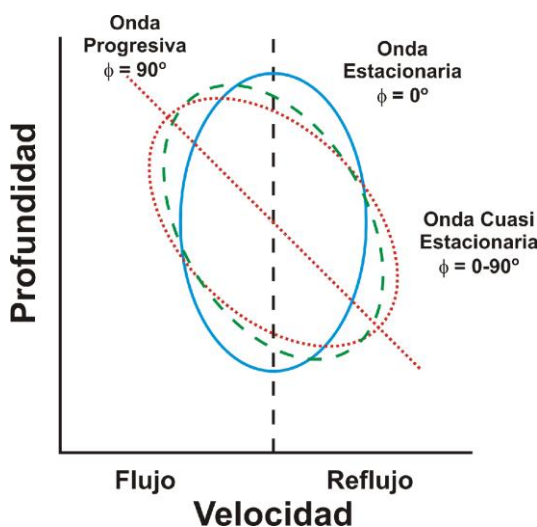


Fig.13. Diagrama de histéresis para la relación de velocidad-profundidad definiendo los tipos de mareas en un estuario

aspecto clave de la marea es su rango no éste varía a lo largo del canal. Como se describió en el caso de la clasificación de Le Floch, el rango de marea puede variar significativamente entre la boca y la cabecera (salvo en los estuarios típicos). La velocidad que adquieren las corrientes de marea es directamente proporcional al rango de marea, ello entonces implica que las condiciones de circulación también son variables dependiendo de dónde los encontremos en el estuario.

Salvo en estuarios muy anchos, p.e., el Río de la Plata, las corrientes de marea tienen direcciones reversibles en aproximadamente 180°.

En nuestro caso, consideramos que las corrientes de reflujo (las que salen del estuario) son positivas, mientras que las de flujo son negativas (**Fig. 14**).

Sin embargo, cuando se analiza la distribución de las corrientes de marea en una sección transversal al canal, empleando perfiladores acústicos de precisión, se puede observar que existe una gran variabilidad tanto en la velocidad como en la dirección de las corrientes (**Fig.15**).

Este efecto se debe a que la relación entre la geomorfología del canal y el patrón de corrientes es sumamente complejo y fundamentalmente es no lineal. Por ejemplo en la **Fig. 15** se muestran la magnitud y dirección del vector velocidad en una sección

transversal del estuario de Bahía Blanca para el momento de máxima intensidad de corriente de reflujo. Claramente se observa que, en contra de lo esperado, no siempre las máximas velocidades ocurren en la superficie ni que la distribución en la sección es uniforme.

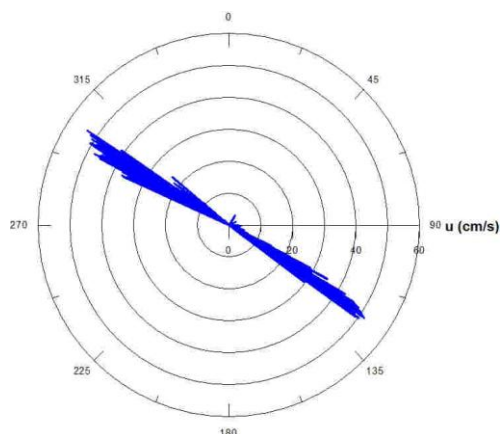


Fig. 14. Ejemplo de corrientes reversibles en un ciclo de marea en el estuario de Bahía Blanca. La orientación del canal en el sitio es 125° con respecto al Norte.

Aún sobre el borde derecho del canal se observan velocidades máximas mientras que en el centro del mismo las velocidades son al menos 25% menores.

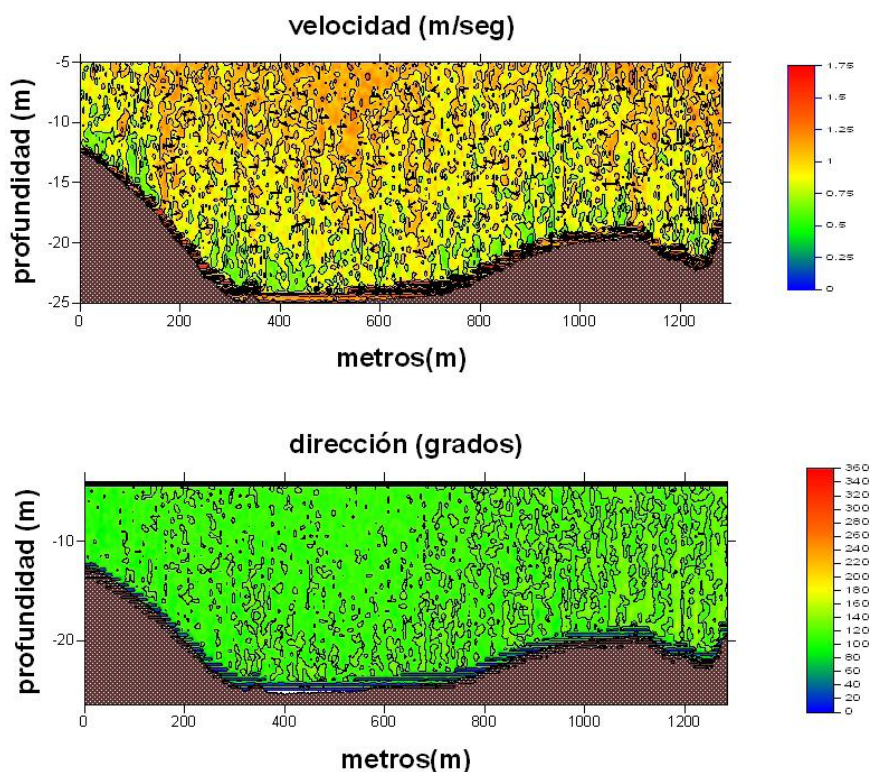


Fig. 15. Ejemplo de la variabilidad de la intensidad y dirección de las corrientes de marea en una sección transversal del estuario de Bahía Blanca.

Esta misma variabilidad nos lleva a analizar justamente como se comporta la corrientes de marea en un estuario. Idealmente, el perfil vertical de corrientes se puede aproximar por la ecuación de von Karman-Prandtl (Perillo, 2003):

$$\frac{\langle u(z) \rangle}{u_*} = \frac{1}{\kappa} \ln \frac{z}{z_0} \quad (21)$$

donde $\langle u(z) \rangle$ es la velocidad promediada en el tiempo medida a la altura z sobre el fondo, $\kappa(=0,40)$ es la constante de von Karman, z_0 es una medida de la rugosidad del fondo y u_* es la velocidad friccional y definida como $\tau_0 = \rho u_*^2$, donde τ_0 es el esfuerzo de corte en el fondo. La ecuación (21) representa el perfil de velocidades medias establecido por la turbulencia generada por la interacción entre la propagación de la onda de marea y los bordes del canal. Esa es la turbulencia que produce la mezcla de agua dulce y salada y que además es la que controla el transporte de sedimentos, nutrientes y contaminantes dentro de un estuario.

Si bien la ecuación (21) es una buena primera aproximación para la determinación de los perfiles de velocidad en un canal, los efectos de aceleración y desaceleración de las corrientes de marea hacen que el perfil logarítmico típico se vea afectado (**Fig. 16**). En los diferentes ejemplos de la figura se observa que los datos reales de velocidad se desvían de la línea recta (graficada en ejes semilogarítmicos). Esos desvíos se deben a la aceleración (cuando la velocidad real justo por debajo de la superficie es mayor que en la superficie) y desaceleración en el caso contrario. Inclusive, Soulsby y Dyer (1981) desarrollaron una aproximación teórica a los perfiles afectados por los cambios en la velocidad debido a la marea, hecho que no ocurre tan a menudo en ríos y canales.

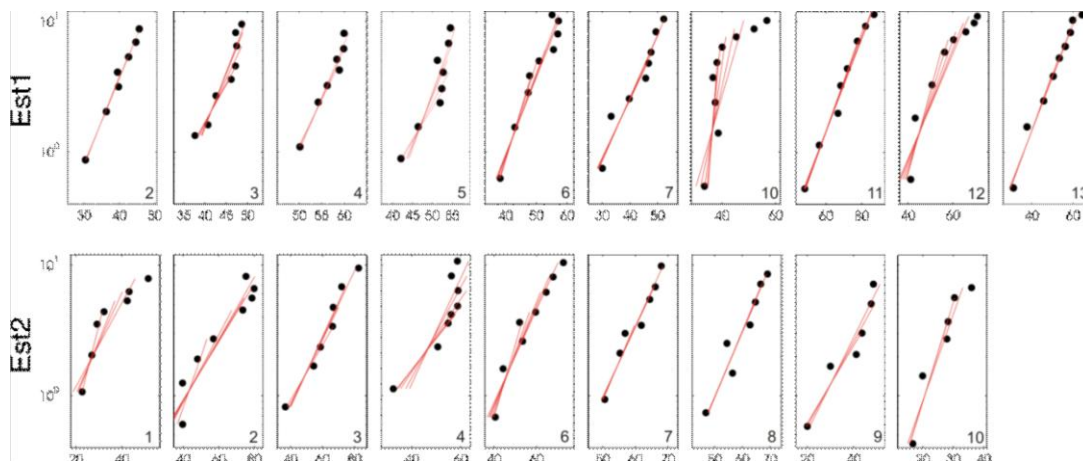


Fig. 16. Ejemplos de perfiles de velocidad media típicos en un estuario donde se observan los efectos de aceleración y desaceleración.

Otra forma de representar a la turbulencia es a través de las fluctuaciones turbulentas definidas como $u'(t) = u(t) - \langle u \rangle$, $v'(t) = v(t) - \langle v \rangle$ y $w'(t) = w(t) - \langle w \rangle$. Empleando estas fluctuaciones se define a τ como:

$$\tau_{xz} = -\rho \langle u'w' \rangle$$

$$\tau_{yz} = -\rho \langle v'w' \rangle$$

$$\tau_{xy} = -\rho \langle u'v' \rangle$$

y sus recíprocos como sus combinaciones con sí mismos que definen el tensor de esfuerzos de corte, también conocidos como esfuerzos de Reynolds:

$$-\rho \begin{bmatrix} u'^2 & u'v' & u'w' \\ & v'^2 & v'w' \\ & & w'^2 \end{bmatrix}$$

Los últimos términos de la derecha de las ecuaciones (14) a (16) representan la fricción ejercida por esos bordes al flujo y corresponden a la difusión turbulenta que da lugar a la mezcla en la columna de agua. Los mismos se pueden correlacionar con los términos del tensor de la siguiente forma (se presentan solo algunos ejemplos):

$$\tau_{xx} = -\rho \langle u'u' \rangle = -\rho K_x \frac{\partial \langle u \rangle}{\partial x}$$

$$\tau_{xy} = -\rho \langle u'v' \rangle = -\rho K_y \frac{\partial \langle v \rangle}{\partial y}$$

$$\tau_{xz} = -\rho \langle u'w' \rangle = -\rho K_z \frac{\partial \langle u \rangle}{\partial z}$$

suficientemente rápidas. La otra opción es estimar el gradiente de la velocidad en profundidad pero para ello es necesario conocer el valor del coeficiente de difusión turbulenta en la columna de agua.

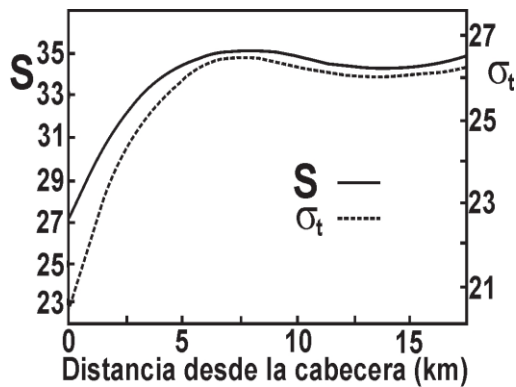
La determinación de la turbulencia implica diferentes metodologías para conocerla. Una opción es estimar las fluctuaciones turbulentas directamente en base a mediciones de esos parámetros. Los correntómetros actuales, basados en el efecto Doppler acústico, especialmente los ADCP pueden adquirir información en toda la columna de agua con una frecuencia de 2 Hz que, para estas estimaciones son

El ejemplo de la estimación un valor medio para toda la columna del estuario del río Chubut por Perillo et al. (1989) ya fue indicado anteriormente. No obstante, eso es válido para casos donde el sistema es homogéneo, pero cuando se tiene sistemas más estratificados se deben calcular K_z específicamente. Para el caso en que τ varíe linealmente, se puede emplear $K_z = K_0 z$ (Dyer, 1998).

Mezcla y Difusión

Cuando se discutió el número de Richardson (Ri) se hizo también una estimación del tiempo de residencia (tf) del agua dulce en un estuario de dos capas. El tf es valor esencial a la hora de establecer la perduración de cualquier sustancia disuelta que sea introducida en un estuario. El valor depende de factores tales como la descarga de esa sustancia y la posición donde se hace la descarga. Por supuesto, existen otras variables a tener en cuenta como el nivel de mezcla turbulenta, la vida media química (cuanto tiempo le lleva degradarse la mitad de su concentración), etc. Pero para ir avanzando en el tema, vamos considerar primero un estuario seccionalmente homogéneo en toda su extensión y, como sustancia trazadora, al agua dulce. Para ello se parte de la distribución de la salinidad ($S(x)$) a lo largo del eje del estuario (**Fig. 17**) comparada con la salinidad en la boca ($S(L)$). La concentración media fraccional de agua dulce ($f(x)$) se puede calcular como:

$$f(x) = \frac{S_L - S(x)}{S_L}$$



El volumen total de agua (F) en el estuario (dentro del rango definido por las mediciones) se estima a partir de:

$$F = \int f(x) dV = V$$

Fig. 17. Distribución de salinidad y σ_t desde la cabecera hasta el sector medio del estuario de Bahía Blanca (modif. de Piccolo y Perillo, 1990).

El cociente entre F y la descarga del río **R** permite entonces calcular el **tf = F/R**. Otra forma de calcular **tf** es a partir de un análisis lagangeano considerando que para un tiempo inicial **t = t₀** se tiene una concentración (**C**) de una sustancia dada, por ejemplo agua dulce, tal que **C = C₀**. Luego de un tiempo **Δt**, se tendrá una variación en la concentración de **ΔC**, es decir que en:

$$t = t_0 + \Delta t \quad C = C_0 - \Delta C$$

debido al intercambio con el mar. Suponiendo que la tasa fraccional de pérdida de moléculas, se puede describir todo el proceso en función de:

$$\frac{dC}{C} = -\gamma dt$$

Integrando:

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -\gamma(t - t_0)$$

$$C = C_0 e^{-\gamma(t-t_0)}$$

La idea es, a partir de esta ecuación, estimar el tiempo de vida medio, es decir cuanto tiempo lleva que la mitad de la concentración inicial sea exportada

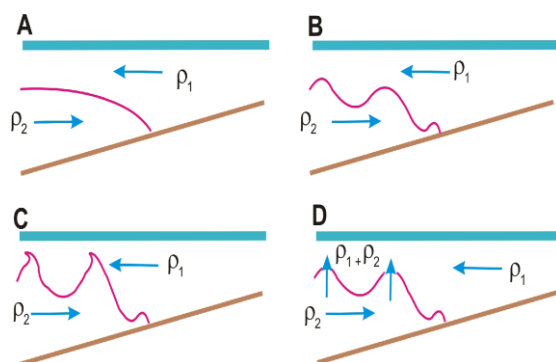


Fig. 18. Evolución de la interfase en una estructura de cuña salina a medida que las condiciones del **Fr_i** va aumentando.

del sistema. Ello resulta proporcional al valor de **Y**. Hasta el momento analizamos los procesos de mezcla en condiciones homogéneas, es decir cuando todo el agua dulce se mezcla completamente con el agua salada. Pero en el otro extremo tenemos el caso en que los procesos turbulentos quedan bloqueados por la estratificación debido a que el **Ri** es muy grande.

En ese caso, tenemos estructuras similares a las de cuña salina (**Fig. 18**) o los fiordos. Debido a que el flujo del río se desplaza sobre una capa de agua salada estática o que se mueve en la dirección opuesta, en la interfase se produce un efecto de arrastre que da lugar al desarrollo de una serie de inestabilidades.

El tipo y características de las inestabilidades dependen de la diferencia de velocidad entre ambas capas y el espesor de la interfase.

En condiciones donde los valores son muy bajos, la interfase se mantiene estable y suave por lo que ambas capas no presentan variaciones y su grado de interacción es mínima. Lo único que allí ocurre es la intrusión de agua salada en la base del agua dulce por simple erosión de la interfase en la base de la capa límite del flujo del río (**Fig. 18A**). Normalmente cuando existen estas interfases, hay una tendencia a que la misma se vea deformada por el esfuerzo de corte generado por la capa superior sobre la inferior. El resultado es la generación de ondas internas (de hecho, las olas son un tipo especial de onda interna donde la interfase es entre el aire y el agua) cuyas características también dependen del valor del Ri .

Para valores de $Ri > 0,25$ las ondas o inestabilidades que se forman tienen formas de media luna con los cuernos correspondientes a la cresta. Estas ondas se denominan de Holmboe (**Fig. 18B**) que, por su fuerte pendiente (H/L), tienden a romper (**Fig. 18C**). Cuando eso sucede, debido a la diferencia de densidad, solamente agua salada de la capa inferior pasa a la capa superior (**Fig. 18D**) pero no se produce el proceso inverso. El resultado es que la capa superior se hace paulatinamente más salada y resulta en un incremento de la descarga de agua en la capa superior. Estas ondas de Holmboe tienden a migrar en la dirección del flujo.

Al contrario, cuando $Ri < 0,25$ las ondas internas que se forman son totalmente diferentes y, si bien actúan directamente en la interfase, los procesos turbulentos que ocurren en ella hacen que la interfase aumente su espesor y haya mayor intercambio entre las capas. Las ondas que se forman en estas condiciones se denominan inestabilidades de Kelvin - Helmholtz (K-H) y suelen tener longitudes de onda del orden de 1 m. Normalmente cuando se producen estas inestabilidades la fricción entre ambas capas produce que las ondas sean de alta pendiente y giren sobre si mismas como si fuese una rompiente de volteo en una playa. Lo interesante es que antes de romper, la estructura de la onda se asemeja a un espiral o vórtice con su centro a la altura de la interfase. Cuando los esfuerzos tangenciales entre ambas capas se hacen mayores, entonces las espirales rompen produciendo un flujo de masa en ambas direcciones generando el intercambio de agua salada y dulce. Este proceso es conocido como difusión turbulenta y para que se produzca es necesario que ambas capas tengan sus capas límites turbulentas bien formadas contra la interfase.

Un tercer tipo de onda interna se produce también en la interfase entre dos capas con diferencias de densidad significativas, pero en este caso las longitudes de ondas pueden ser de varias decenas y hasta 100 m. Ellas tienden a producirse debido a la presencia de obstáculos como ser los umbrales en fiordos o cambios abruptos en la geomorfología del fondo. Un ejemplo de esto son las ondas internas que se generan en la interfase entre la capa superior de agua dulce y la capa inferior con niveles de salinidad netamente marinos en el estuario del Quequén Grande (Perillo et al., 2005). En este caso, se tiene un fuerte resalto del fondo de 8 m debido al dragado del vaso portuario que induce la formación de una onda estacionaria en la parte inferior de la columna de agua mientras que la capa superior de agua dulce fluye hacia al mar casi sin intercambio (**Fig. 19**). Estas ondas se pueden detectar empleando ecosondas de pesca o batimétricas con sus

ganancias al máximo dado que las diferencias de densidad modifican la velocidad del sonido en el agua.

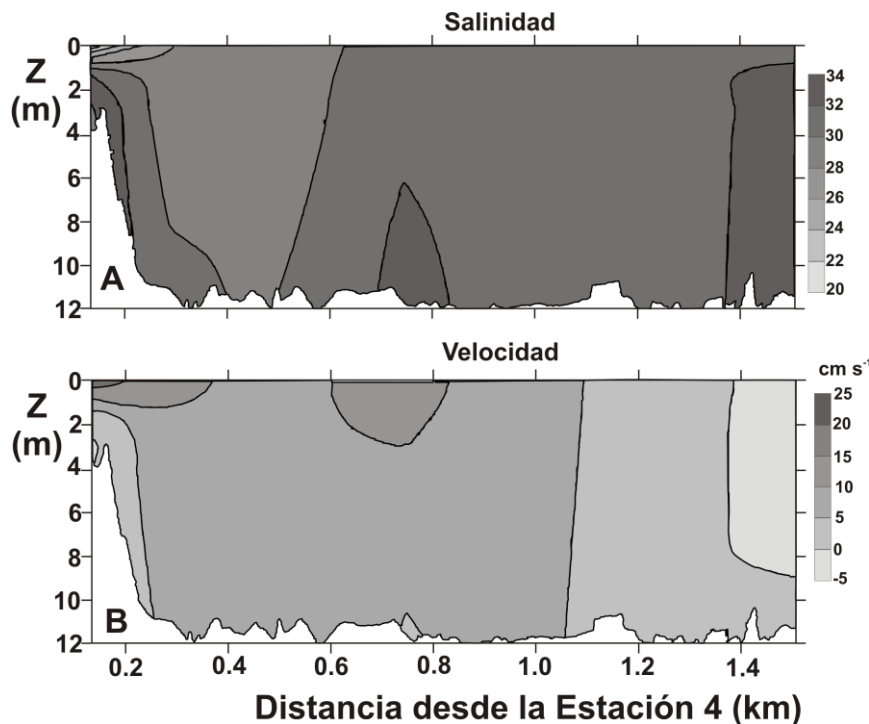


Fig. 19. Distribución de la salinidad (A) y de la componente longitudinal de la velocidad (B) a lo largo del vaso portuario del estuario del río Quequén Grande promediados en ciclo de marea. Notar las velocidades muy bajas contra el escalón debido al desarrollo de la onda estacionaria.

Otra forma de observar el grado de mezcla que se produce en un estuario, especialmente en los de mezcla parcial, es a través de los *diagramas de mezcla* (**Figura 20A,B**) propuestos por Dyer y New (1986). En estos estuarios, la estratificación de la columna de agua tiende a ser mayor hacia la cabecera y ello puede ser ilustrado analizando la variación temporal de la mezcla en diferentes posiciones a lo largo del estuario. La contribución relativa del gradiente de densidad y los esfuerzos de corte al número de Richardson a lo largo de un ciclo de marea fueron estimados por Perillo et al. (1989) y Perillo y Piccolo (1990) para los estuarios del río Chubut y el de Bahía Blanca (**Fig. 20C,D**), respectivamente.

Para construir este tipo de diagramas se grafica la diferencia de salinidad (ΔS) entre el fondo y la superficie para cada instante de un ciclo de marea vs $U |U|$, donde en este caso U es la velocidad promediada en profundidad y se emplea el valor absoluto de U para conservar el signo. De acuerdo a nuestro sistema de coordenadas $U > 0$ representa condiciones de refluo. En estos diagramas se supone que la S es directamente proporcional a la densidad. Un diagrama de mezcla ideal (**Fig. 20a**) debería presentar, en ausencia de toda mezcla, un ciclo de histéresis girando en el sentido contrario a las agujas del reloj. Cuando no solo se produce mezcla sino también advección, el ciclo de histéresis es un poco más complicado dependiendo del grado de mezcla y las diferencias en las velocidades de flujo y refluo (**Fig. 20b**). Las líneas con valores de $Ri = 2$ y 20 (corresponden a las pendientes) dividen cada sector en tres zonas que definen las condiciones de estratificación,

mezcla parcial o bien mezclado según se discutió anteriormente cuando se relacionó el balance entre el gradiente de densidad y la turbulencia del ambiente.

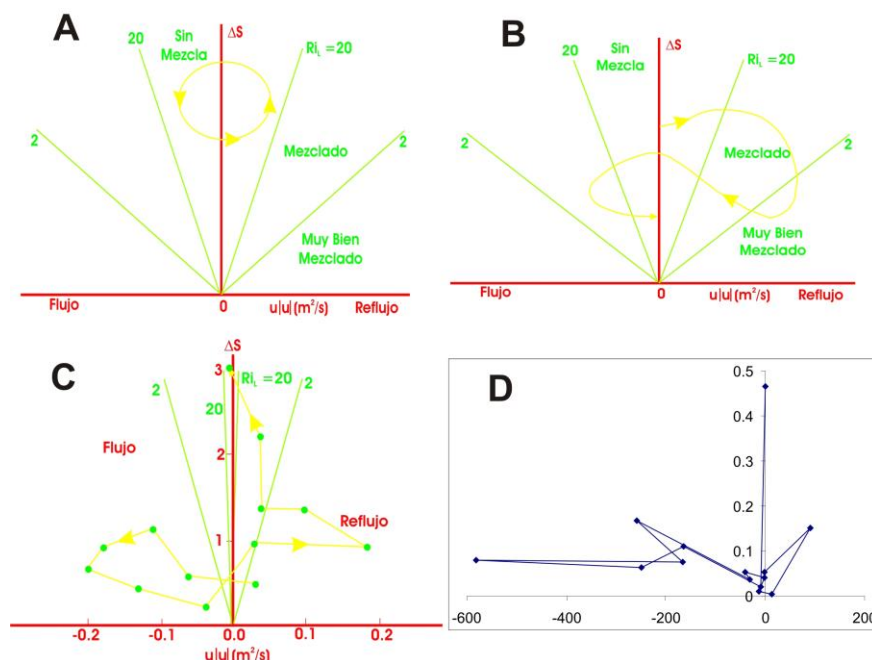


Fig. 20. Ejemplos de *diagramas de mezcla*: **A)** esquema básico de una estación con alta estratificación, **B)** esquema donde el sistema pasa por todos los estados durante el ciclo, **C y D)** ejemplo de datos tomados en diferentes estaciones del estuario de Bahía Blanca (**C**) y del río Chubut (**D**).

Las **Fig. 20C** y **D** muestran diagramas reales de estaciones. La **Fig. 20C** corresponde a una estación en la cabecera del estuario de Bahía Blanca durante un ciclo que se inicia poco antes de la bajamar con la columna de agua muy bien mezclada contrario a lo que uno esperaría. Durante todo el flujo esa condición de homogeneidad se mantiene aunque con una pequeña diferencia en el gradiente de **S**. Durante el reflujo sigue la homogeneidad pero con mayor ΔS , para terminar el ciclo en la siguiente bajamar, pero ahora bien estratificado.

El corolario de este análisis es que a lo largo del ciclo de marea las condiciones del estuario cambian significativamente aun con pequeñas variaciones de **S**, se puede tener desde estratificación a homogeneidad. Por lo tanto, observaciones puntuales, especialmente en aquellos estudios en los que se hace un muestreo solo en algún momento del ciclo, claramente no representan lo que realmente pasa en el estuario. Inclusive, las muestras solas, sin tener adecuada información sobre las corrientes presentan una foto de la situación cuando un estuario es una verdadera continuidad de procesos. Lo importante es conocer el flujo de las sustancias más allá de tener una idea de la concentración en un momento dado. Es muy probable que muestras de la misma sustancia tomada con un cierto intervalo de tiempo van a mostrar cambios que pueden ser significativos.

Flujos Residuales

Si la onda de marea en un estuario fuese perfectamente sinusoidal, el promedio de las corrientes generadas sería igual a cero. Pero ya vimos, la interacción de la onda

propagándose a lo largo del canal con los bordes y el fondo del mismo implican que la onda sea asimétrica con condiciones de flujo y reflujo de diferente intensidad y duración. Ello necesariamente implica que el promedio de la onda real sea relativamente pequeño, pero seguramente diferente de cero. Dependiendo de hacia donde sea la dirección resultante, el sitio donde se tomaron esas mediciones va a estar dominado por el flujo o el reflujo.

En un mismo estuario, inclusive en una misma sección transversal o en la misma columna de agua, pueden encontrarse flujos residuales invertidos lo que demuestra el grado de complejidad que puede alcanzar aún el estuario más simple. Superpuesta a la interacción con la geomorfología, otro factor que induce un flujo residual, aun si el promedio de la marea fuera efectivamente cero, es la descarga de agua dulce proveniente del drenaje terrestre (Perillo, 1995) ya sea esta por medio de algún curso o simplemente por agua subterránea, genera un gradiente de densidad que resulta en un flujo residual. Otro factor que debe también tenerse en cuenta es el viento que, según su intensidad y dirección, puede afectar la forma en que se comporta la onda de marea dando lugar a diferentes asimetrías que resultan en flujos residuales diferentes aunque el resto de las condiciones en el estuario sean iguales.

A partir de analizar diversos aspectos del flujo residual para el agua (o masa), sal y la concentración de sedimento en suspensión se puede determinar el grado de influencia que tiene cada una de las interacciones que hemos mencionado anteriormente. Para entender este proceso vamos a analizar el flujo de sal (F) que es el producto del caudal $Q = UA$, donde A es el área y U la componente longitudinal de la velocidad. El flujo se puede expresar como:

$$F = \int_A USdA$$

Los datos que se utilizan para estimar estos flujos se obtienen normalmente haciendo perfiles de los diferentes parámetros en una o más estaciones distribuidas en una sección transversal al canal a intervalos específicos de tiempo a lo largo de, por lo menos, un ciclo de marea. Con los nuevos correntómetros tipo ADCP, la información tanto de corrientes como de la concentración de sedimento en suspensión (luego de una adecuada calibración de la dispersión acústica retrocedente) permite un detalle excelente de los flujos de masa y sedimento. Sin embargo, en la actualidad las posibilidades de obtener datos de S con la misma frecuencia y distribución es improbable; por lo tanto, todavía se deben hacer estaciones donde se miden los perfiles de S y de temperatura. Complementariamente se requiere información acerca de la marea durante todo el período de medición y una buena batimetría de la sección transversal.

Se debe aclarar que el método que vamos a describir ha sido desarrollado para estuarios donde todo el movimiento del agua se hace dentro del mismo canal. Es decir que se necesita que se respete la ecuación de continuidad del parámetro que se está analizando. Sin embargo, Perillo y Piccolo (1991b, 1993, 1998) y Perillo et al. (1999) han desarrollado una metodología robusta para trabajar en sectores donde existen planicies de marea laterales, siempre que estas no sean demasiado extensas.

Para realizar el análisis, los datos deben ser reducidos a una grilla donde el agua, la sal o cualquier otro parámetro deben ser pesados por el área de cada celda individual. Perillo y Piccolo (1993) demostraron que existen 4 tipos de grillas (**Fig. 21**) posibles que pueden emplearse siguiendo la nomenclatura de Rattray y Dworski (1980).

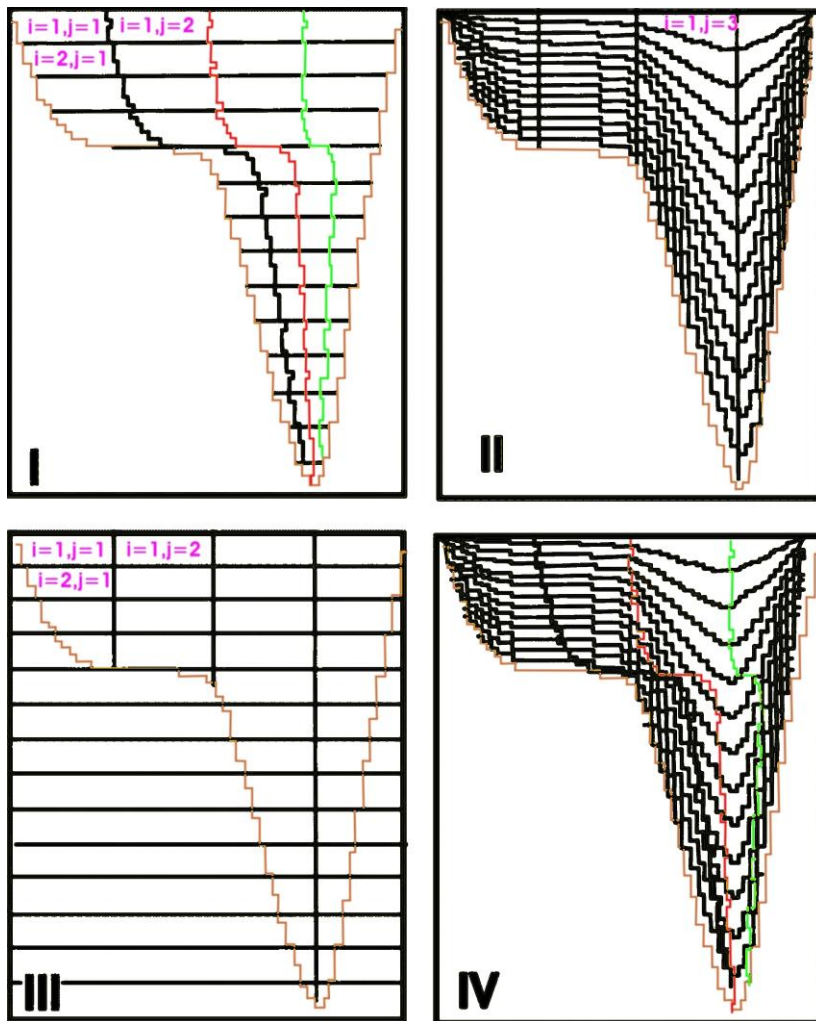


Fig. 21. Diagramas representando los cuatro tipos de grillas posibles para calcular flujos residuales a través de una sección transversal de un estuario.

- a) Tipo I: Espaciado verticalmente uniforme y transversalmente proporcional.
- b) Tipo II: Espaciado transversalmente uniforme y verticalmente proporcional.
- c) Tipo III: Espaciado uniforme tanto verticalmente como transversalmente.
- d) Tipo IV: Espaciado proporcional tanto verticalmente como transversalmente.

Usando la terminología de Rattray and Dworski (1980), uniforme significa que la separación ya sea vertical o transversal, se obtienen dividiendo el ancho o profundidad total (según sea la dirección elegida) por el respectivo número de filas o columnas. Ello implica que el espaciado se calcula en el espacio físico real. Al hacer eso, algunas celdas no se ocuparían por lo menos por una parte del ciclo de marea (el nivel del agua está por debajo del nivel de la celda) o permanentemente (las celdas están fuera del canal). Por otro lado, el espaciado proporcional implica que el espaciado es igual pero solo se obtiene después de normalizar el ancho y/o profundidad original por el valor total en cada dirección. Por lo tanto, el espaciado proporcional es una reducción matemática de la escala física original que permite integrar las variaciones de la marea sin modificar la estructura de la grilla o que existan celdas que no están ocupadas.

Por ejemplo, en el caso del Tipo III, que es el que más se emplea, todas las celdas de la grilla tienen áreas iguales y su forma y tamaño se conserva a lo largo del ciclo de las mareas. Sin embargo, cuando se analiza en detalle, existen celdas que no están ocupadas durante una parte del tiempo cuando el nivel de la marea está por debajo de las mismas. Asimismo, a lo largo del borde del canal sólo una parte de cada celda queda dentro del canal por lo que el área efectiva de la celda no es igual a las que están en el medio del canal.

En cambio, el Tipo IV diseñado por Perillo y Piccolo (1993) permite utilizar celdas con áreas iguales para cada intervalo de tiempo y todas las celdas se emplean en todo el ciclo de marea. Los otros dos tipos (I y II) tienen diferentes celdas en distintos momentos de la marea, por lo que el control del área total se hace sumamente complicado.

A pesar de que el tamaño del área de la celda es una restricción muy importante para estimar los flujos de agua y la sal a través de la sección, el método de análisis presentado por Murray y Siripong (1978), por ejemplo, no tuvo en cuenta las áreas para calcular los promedios. Por otro lado, Uncles et al. (1985) considera que todas las áreas son iguales. Sin embargo, en ambos casos el promedio de los diferentes componentes se realiza sobre el número de filas, columnas o la de sus productos en lugar de por el área correspondiente. Kjerfve y Seim (1984) sugieren que para calcular el flujo a través de las secciones transversales de los parámetros debe ser ponderado por el área de la celda para que el parámetro sea realmente representativo. Un análisis estadístico realizado por Perillo y Piccolo (1998) demostró que el Tipo IV es el único diseño de grilla que no introduce errores en la estimación de los flujos residuales debidos a la forma de la misma. El problema de no usar el Tipo IV es que los errores cometidos son del orden de los valores del flujo residual, lo que implica que sus estimaciones pueden estar seriamente afectadas.

Cualquier sección transversal se puede subdividir en las celdas siguiendo alguno de los diseños descritos anteriormente (aunque se recomienda el Tipo IV). Cada celda tiene un área de A_{ijk} que es variable en el tiempo donde i representa las filas ($i = 1, \dots, I$), j las columnas ($j = 1, \dots, J$) y k el tiempo ($k = 1, \dots, K$). El centro de cada celda, para cada $k = \Delta t$, los valores de la componente longitudinal de la velocidad (U_{ijk}), salinidad (S_{ijk}) y cualquier otro parámetro que se desee estimar. El transporte instantáneo de agua o masa (Q) y de sal (F) a través de cada celda se calculan a partir de:

$$Q_{ijk} = \rho A_{ijk} U_{ijk}$$

$$F_{ijk} = \rho A_{ijk} U_{ijk} S_{ijk}$$

Basados en la metodología estadística definido por Brownlee (1965) para un ANOVA doble, se puede hacer una serie de sumas y promedios (los detalles pueden seguirse en Perillo y Piccolo, 1998, aquí sólo se darán los resultados principales) puede estimarse de la siguiente manera:

$$\begin{aligned} Q_{vjk} &= \sum_i \sum_j Q_{ijk} \\ F_{vjk} &= \sum_i \sum_j F_{ijk} \\ A_{vjk} &= \sum_i \sum_j A_{ijk} \end{aligned} \tag{22}$$

donde v es la suma de las filas a través de las columnas j y t es la suma de las filas a través de las filas i . También se pueden estimar algunos promedios:

$$\begin{aligned}
\overline{U}_k &= \frac{Q_{vjk}}{A_{vjk}} \\
\overline{S}_k &= \frac{S_{vjk} A_{vjk}}{A_{vjk}} \\
\overline{A}_k &= \frac{A_{vjk}}{IJ}
\end{aligned} \tag{23}$$

A partir del cálculo de los valores medios, una serie de desviaciones de los valores medios se obtiene siguiendo el modelo estadístico:

$$D_{ij} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \lambda_{ij} \tag{24}$$

donde cualquier parámetro (p.e., D_{ij}) puede ser representado por la sumatoria de su promedio en la sección (μ), la desviación sobre las filas (α_i), la desviación sobre las columnas (β_j) y las desviaciones interactivas (λ_{ij}).

Seguendo este criterio, los términos de la ec. (24) se calculan como:

$$\begin{aligned}
U'_{i,k} &= U_{i,k} - \overline{U}_k \\
S'_{i,k} &= S_{i,k} - \overline{S}_k \\
A'_{i,k} &= A_{i,k} - \overline{A}_k \\
U'_{j,k} &= U_{j,k} - \overline{U}_k \\
S'_{j,k} &= S_{j,k} - \overline{S}_k \\
A'_{j,k} &= A_{j,k} - \overline{A}_k
\end{aligned}$$

donde los ' corresponden al promedio de las filas o columnas. Las interacciones se estiman por la diferencia entre los valores instantáneos y las diferentes desviaciones:

$$\begin{aligned}
U^*_{ijk} &= U_{ijk} - \left(\overline{U}_k + U'_{i,k} + U'_{j,k} \right) \\
S^*_{ijk} &= S_{ijk} - \left(\overline{S}_k + S'_{i,k} + S'_{j,k} \right) \\
A^*_{ijk} &= A_{ijk} - \left(\overline{A}_k + A'_{i,k} + A'_{j,k} \right)
\end{aligned} \tag{25}$$

Por la definición (23), todas las desviaciones deben sumar cero, en caso contrario se presentará un error estadístico que surge de la inadecuada distribución de los pesos. Ya que estos errores pueden ser del orden de los flujos de residuos, es muy importante para comprobar la validez de esta condición.

La masa de agua, sal y cualquier otro parámetro transportados a través de la sección transversal se definió de una manera discreta de las ecuaciones (2). Los resultados de los mismos deben ser comparados con los obtenidos a partir de las derivaciones que figuran en los siguientes pasos. Con base en las definiciones de flujo dada por (22) y el empleo de (23) tenemos:

$$\sum_i \sum_j U_{ijk} S_{ijk} A_{ijk} = \sum_i \sum_j \left(\overline{U}_k + U'_{i,k} + U'_{j,k} + U^*_{ijk} \right) \quad (26)$$

$$x \left(\overline{S}_k + S'_{i,k} + S'_{j,k} + S^*_{ijk} \right)$$

$$x \left(\overline{A}_k + A'_{i,k} + A'_{j,k} + A^*_{ijk} \right)$$

La forma expandida de la ecuación (26) tiene un total de 64 términos (no mostrado aquí). La simplificación de esta ecuación se puede hacer sólo si todas las áreas de las celdas de la grilla son iguales (que sólo es posible en los Tipos **III** y **IV**) tal que:

$$A'_j = A'_{i..} = A^*_{ij} = 0$$

Por lo tanto, la versión ampliada de (26) se reduce a un total de 16 términos. Pero en base a las diferentes simplificaciones que indicamos en el caso de la ecuación de balance de sal, la ecuación (26) se reduce a:

$$F_{vjk} = IJ\overline{USA} + J\overline{A} \sum_i U'_{i,k} S'_{i,k} + I\overline{A} \sum_j U'_{j,k} S'_{j,k} + F^*_{sk}$$

donde **Fs*** son los siete términos de interacción del flujo de sal. El último paso en la estimación de los flujos de residuales es la obtención de su promedio de tiempo; sin embargo, es necesario establecer algunas definiciones previamente:

$$\begin{aligned} Q_{vjk} &= \langle Q_{vt} \rangle + \hat{Q}_k \\ \overline{S}_k &= \langle \overline{S} \rangle + \hat{S}_k \\ \overline{U}_k &= \langle \overline{U} \rangle + \hat{U}_k \end{aligned} \quad (28)$$

donde $\langle \rangle$ denota el operador del promedio en el tiempo siguiendo los criterios descritos por Kjerfve (1979) que da la mitad del peso a los dos valores extremos, mientras que los términos con $\hat{}$ indican las fluctuaciones de la marea, cuya suma es igual a cero. Integrando sobre uno o más ciclos de marea de la ecuación (27) y utilizando las definiciones (28) nos conduce finalmente al flujo residual de sal a través de la sección transversal que se resume en:

$$\langle F_{vt} \rangle = \langle F_L \rangle + \langle F_{BM} \rangle + \langle F_{cv} \rangle + \langle F_{ct} \rangle + \langle F_s^* \rangle$$

Donde:

$$\begin{aligned} \langle F_L \rangle &= \langle Q_{vt} \rangle \langle \overline{S} \rangle \\ \langle F_{BM} \rangle &= \langle \hat{Q}_{vt} \hat{S} \rangle \\ \langle F_{cv} \rangle &= \langle A'_{i..} U'_{i..} S'_{i..} \rangle \\ \langle F_{ct} \rangle &= \langle A'_{j..} U'_{j..} S'_{j..} \rangle \end{aligned}$$

$\langle F_L \rangle$ es denominado como el Flujo Lagrangeano y es el transporte de sal debido al flujo residual de agua a través de la sección; $\langle F_{BM} \rangle$ es el denominado bombeo de marea (ver más adelante), $\langle F_{cv} \rangle$ y $\langle F_{ct} \rangle$ son los términos que representan los flujos residuales debido a la dispersión generada por las cizallas verticales y transversales, respectivamente. Finalmente $\langle F_{s*} \rangle$ incluye a todos los términos debido a la dispersión generada por las diferentes interacciones entre las desviaciones verticales y transversales.

Otros flujos residuales de masa se pueden estimar a partir de:

$$\langle Q_{vt} \rangle = \langle Q_s \rangle + \langle Q_E \rangle \quad (30)$$

Donde:

$$\langle Q_s \rangle = \langle \hat{A}_{vt} \hat{U} \rangle = \langle A_{vt} \rangle \langle \overline{U_s} \rangle$$

$$\langle Q_E \rangle = \langle A_{vt} \rangle \langle \overline{U_E} \rangle$$

$$\langle Q_{vt} \rangle = \langle A_{vt} \rangle \langle \overline{U_L} \rangle$$

Donde:

$\overline{U_s}$ es el transporte de masa debido a la deriva de Stokes, $\overline{U_E}$ es la corriente Euleriana residual promediada sobre la sección y $\overline{U_L}$ es la corriente que representa el transporte residual de masa (agua) a través de la sección transversal y también conocida como la corriente Lagrangeana residual. Otra forma de representar a la ecuación (30) es empleando la versión de corrientes:

$$U_L = U_s + U_E \quad (31)$$

La deriva de Stokes o el bombeo de marea se basa en la idea de que la onda de marea se deforma a medida que se propaga por el canal y se asemeja a una onda de Stokes. En estos casos, la parcela de agua que es movilizada por la onda, una vez que completa el ciclo queda desplazada una cierta distancia hacia la cabecera del estuario. Es decir que la órbita de las parcela de agua no es cerrada como sucedería si la onda fuera puramente sinusoidal. Por lo tanto, cada onda de marea que ingresa al estuario produce un transporte residual de masa hacia la cabecera como si fuese un pistón bombeando agua. El resultado es que ese volumen de agua se acumula en la cabecera y genera una sobre elevación del nivel del mar resultando en una pendiente baroclínica hacia la boca que necesariamente induce una corriente residual de compensación definida por U_E . De hecho, si el estuario no tuviese ningún ingreso de agua dulce, el balance de la ecuación (31) sería:

$$U_s = U_E$$

Por lo tanto, la diferencia en (31) está dada por la descarga de agua dulce representada por U_L .

Los flujos residuales en los estuarios son de suma importancia ya que son los valores reales de transporte de cualquier sustancia. Altos flujos residuales hacia el mar indican que el tiempo de residencia de los contaminantes puede ser corto y el sistema se podía limpiar en poco tiempo. Lo contrario también es cierto. La clave del cálculo de los

flujos residuales se encuentra en una estimación adecuada y libre de errores debido a la selección de la grilla de trabajo.

Se debe tener en cuenta que los datos de salinidad (concentración de agua dulce) sirven como un trazador para cualquier sustancia que se encuentre disuelta en el agua. De la misma forma y con exactamente los mismos procedimientos se puede reemplazar **S** por la concentración de cualquier sustancia en suspensión (p.e., sedimentos).

Conclusiones

En el presente artículo se ha tratado de presentar en forma muy simplificada y sumaria los principales procesos físicos que ocurren en estuarios. Existen numerosos procesos que no han podido discutirse como por ejemplo los efectos de los flujos secundarios o bien la influencia del viento sobre la circulación estuarial. No obstante se analizaron sobre todo los efectos de mezcla y difusión y, en particular los flujos residuales. Estos tienen especial importancia cuando se tiene que considerar la salud ambiental de un estuario.

Se debe recordar que un ecosistema puede ser impactado por sustancias contaminantes, pero el mismo estará efectivamente contaminado en la medida que su capacidad de renovación y expulsión de esas sustancias no sea sobrepasado. En otras palabras, los ecosistemas tanto natural como antropogénicamente siempre estarán impactados, pero dependen de su capacidad de resiliencia para vencer el umbral que defina si ese impacto es permanente o puede retornar a su estado inicial (no necesariamente por el mismo camino) una vez que el impacto se suspenda (Perillo y Piccolo, 2012).

El estudio de los flujos residuales juega un papel esencial, ya que a partir de ellos es que se puede calcular el tiempo de residencia de cualquier sustancia. Con la ventaja que, trabajando solamente con la salinidad y la concentración de sedimento en suspensión, se puede tener una idea acabada del comportamiento del sistema y como va a responder ante un impacto dado. Lo único que resta es realizar una correlación entre la sustancia de interés y el parámetro de control que sea necesario utilizar.

Como corolario de esta discusión deseamos dejar muy en claro que los estuarios, como cualquier sistema hidrodinámicamente complejo y que siempre está en estado turbulento, no puede ser parametrizado por mediciones instantáneas realizadas en baja frecuencia (p.e., una vez por ciclo de marea o una vez cada 15 días). Esa información, aunque sean series muy largas, no permiten definir la situación real del estuario porque el mismo está cambiando constantemente y muestras tomadas en el mismo sitio con escasa diferencia de tiempo pueden dar perfectamente concentraciones diferentes. Es esencial entender que, para cualquier tipo de estudio, ya sea este químico, biológico o físico, es fundamental el muestreo a lo largo de un ciclo completo de marea como mínimo y además debe tenerse siempre información simultánea de las corrientes. De otra forma, el muestreo en si mismo solo sirve para caracterizar concentraciones pero no para definir donde esas sustancias van migrar.

Agradecimientos

El presente trabajo se basa en información y análisis realizados a partir de subsidios aportados a los autores en diferentes años por CONICET, Universidad Nacional del Sur, Agencia de Promoción Científica y Técnica y Comunidad Económica Europea.

REFERENCIAS

- Brownlee K.A. 1965. *Statistical theory and methodology in science and engineering*. J.Wiley & Sons, Inc. New York. 2 Ed. 590pp.
- Cameron W.M., Pritchard D.W. 1963. Estuaries. *En: The Sea*. Vol. 2. Hill (Ed.). Wiley-Interscience, New York, pp. 306-324.
- Davis J.L. 1964. A morphogenetic approach to world shorelines. *Zeits für Geomorphol.* 8: 127-142.
- Dyer K.R., Ramamoorthy S. 1969. Salinity and water circulation in the Vellar estuary. *Limnol. Oceanogr.* 14: 4-15
- Dyer K.R. 1997. *Estuaries: a physical introduction*. J. Wiley & Sons, Chichester, 195 pp.
- Dyer K.R., New A.L. 1986. Intermittency in estuarine mixing. *En: Estuarine Variability*. Wolfe (Ed.). Academic Press, New York, pp. 321-339.
- Hansen D.V., Rattray M. 1966. New dimensions in estuary classification. *Limnol. Oceanogr.* 11: 319-326.
- Hayes M.O. 1975. Morphology of sand accumulation in estuaries: an introduction to the symposium. *En: Estuarine Research, Vol. II*. Cronin (Ed.), Academic Press, New York, pp. 3-22.
- Ippen A.T., Harleman D.R.F. 1961. One-dimensional analysis of salinity intrusion in estuaries. *Techn. Bull. Comm. Tidal Hydraulics, U.S. Army*, 57 pp.
- Ippen A.T., Harleman D.R.F. 1966. Tidal dynamics in estuaries. *En: Estuary and coastline hydrodynamics*. Ippen (Ed.). McGraw-Hill, New York, pp. 493-545.
- Kjerfve B. 1979. Measurement and analysis of water current, temperature, salinity and density. *En: Estuarine Hydrography and Sedimentation*, Dyer (Ed.), Cambridge University Press, 186-226.
- Le Floch J. 1961. Propagation de la marée dans l'estuaire de la Seine et en Seine Maritime. *Tesis de Doctorado*, Université de Paris, 507 pp.
- Murria S.P., Siripong A. 1978. Role of lateral gradients and longitudinal dispersion in the salt balance of a shallow well mixed estuary. *En: Estuarine Transport Processes*. Kjerfve B. (Ed.), Univ. of South Carolina Press, Columbia, 113-124.
- Perillo G.M.E., 1995. Definitions and geomorphologic classifications of estuaries. *En: Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*. Perillo (Ed.), Dev. In Sedimentol. Elsevier, Amsterdam: 17-47.
- Perillo G.M.E., Piccolo M.C. 1991a. Tidal response in the Bahía Blanca Estuary. *J. Coast. Res.* 7: 437-449.
- Perillo G.M.E., Piccolo M.C. 1991b. An interpolation method for estuarine and oceanographic data. *Computers & Geosciences* 17: 813-820.
- Perillo G.M.E., Piccolo M.C. 1993. Methodology to study estuarine cross-section. *Revista Geofísica* 38: 189-206.
- Perillo G.M.E., Piccolo M.C. 1998. Importance of grid-cell area in estimation of residual fluxes. *Estuaries* 21: 14-28.
- Perillo G.M.E., Piccolo M.C. 2012. Global variability in estuaries and coastal settings. *En: Features/Classification of Estuaries and Coastal Waters* Simstead, Yanagi (Eds.). Treatise on Estuarine and Coastal Science Vol. 1. Elsevier, Amsterdam (*en prensa*).
- Perillo G.M.E., Piccolo M.C., Scapini M.C., Orfila, J. 1989. Hydrography and circulation of the Chubut river estuary (Argentina). *Estuaries* 12: 184-196.
- Perillo G.M.E., Piccolo M.C., Mosquera J., Aggio S. 1999. Algorithm to calculate equal-area cells in irregular estuarine cross-sections. *Computers & Geosciences* 25: 277-282.
- Perillo G.M.E., Pérez D.E., Piccolo M.C., Palma E., Cuadrado D.G. 2005. Geomorphologic and physical characteristics of a human impacted estuary: Quequén Grande River Estuary, Argentina. *Est. Coast. Shelf Sci.* 62: 301-312.
- Piccolo M.C., Perillo G.M.E. 1990. Physical characteristics of the Bahía Blanca Estuary (Argentina). *Est. Coast. Shelf Sci.* 31: 303-317.
- Prandle D. 1985. Classification of tidal response in estuaries from channel geometry. *Geophys. J. Royal Astron. Soc.* 80: 209-221.
- Pritchard D.W. 1955. Estuarine circulation patterns. *Chesapeake Bay Inst.* 81: 1-11.
- Rattray M., Dworski J.G. 1980. Comparison of methods for analysis of the transverse and vertical circulation contributions to the longitudinal advective salt flux in estuaries. *Est. Coast. Mar. Sci.* 11: 515-536.
- Sassi M.G. 2009. Circulación y transporte de sedimentos en estuarios. *Tesis de Doctorado* (inédita), Departamento de Física, Universidad del Centro de la Provincia de Buenos Aires. 187 pp.
- Soulsby R.L., Dyer K.R. 1981. The form of the nearbed velocity profile in a tidally accelerating flow. *J. Geophys. Res.* 86: 8067-74.

Uncles R.J, Elliott R.C.A., Weston S.A. 1985. Dispersion of Salt and Suspended Sediment in a Partly Mixed Estuary. *Estuaries* 3: 256-269.

Valle-Levinson A.E. 2010. *Contemporary issues in estuarine physics*. Cambridge Univ. Press, 315 pp.

Wolanski E. 2007. *Estuarine ecohydrology*. Elsevier, Amsterdam, 157 pp.

CAPÍTULO 4

HUMEDALES EN ESTUARIOS

Paula Pratolongo, María Julia Piovan, Georgina Zapperi, Vanesa Negrín, Gabriela González Trilla y Sandra Botté

1- Definiciones de humedales

Los humedales son tal vez el tipo de ecosistema que más interés ha generado en las últimas décadas. Históricamente se han reconocido sus valores como refugio para la vida silvestre y protección de los recursos pesqueros. Sin embargo, recientemente ha crecido el interés en otras funciones ecosistémicas, que involucran el papel de estos ambientes como fuentes, sumideros o transformadores de elementos químicos y biológicos. De este modo, hoy se intentan cuantificar algunos de los servicios ambientales que proveen los humedales a través, por ejemplo, de su aporte en el ciclo global del carbono, la depuración de cuerpos de agua, la defensa de la línea de costa o la recarga de acuíferos subterráneos (Costanza et al., 1997).

Sin embargo, a pesar de la gran cantidad de información que existe sobre estos ambientes, no es fácil definir a los humedales en forma inequívoca y exhaustiva. En una primera aproximación, los humedales se caracterizan por tres atributos clave (Mitsch y Gosselink 2007):

- 1- presencia de aguas someras o suelos saturados en la zona radicular,
- 2- suelos hidromórficos (con características propias de los suelos saturados o inundados) y
- 3- presencia de biota adaptada a condiciones de saturación y ausencia de biota intolerante a la inundación.

Aunque estas tres características son propias de los humedales en general no existe una única forma de combinarlas en una definición precisa. Si tomamos como ejemplo los humedales sometidos a mareas que aparecen asociados a ambientes marinos y estuariales, habrá que decidir si se incluirán o no las planicies de marea desprovistas de vegetación y los bancos de sedimentos no consolidados, hasta qué profundidad consideraremos que se trata de aguas someras, cómo se determinará el límite superior de la franja intermareal o cómo se considerarán los ambientes que son alcanzados únicamente por mareas excepcionales. Cuando se trata de definiciones elaboradas con fines regulatorios, por ejemplo, resulta sumamente importante precisar estos detalles, porque determinan qué ambientes serán alcanzados o quedarán excluidos de las pautas de uso y medidas de protección que se implementen invocando esa definición. A lo largo de este capítulo, en cambio utilizaremos el término humedales en una forma más flexible, a fin de incluir un amplio espectro de ambientes asociados a estuarios y que presentan en mayor o menor grado las tres características mencionadas.

2- Sistemas de clasificación

Del mismo modo que ocurre con las definiciones, existen distintos sistemas de clasificación de humedales, elaborados con diversos fines. En un principio, los sistemas de clasificación se desarrollaron como paso previo a los inventarios nacionales de humedales (Shaw y Fredine, 1956; Cowardin et al., 1979). Estos primeros esfuerzos se concentraban en los distintos tipos de vegetación y en tipo de hábitat disponible para la fauna, en particular para las aves acuáticas. Los sistemas de clasificación más modernos, en cambio, responden al creciente interés en evaluar y proteger las funciones ecosistémicas de los humedales. El sistema *Hidrogeomórfico* (HGM), desarrollado por Brinson (1993) y luego modificado por Smith et al. (1995), por ejemplo, nace a partir de la necesidad de contar con una herramienta que permita *“cuantificar cambios en las funciones ecosistémicas de los humedales debido al impacto de proyectos de desarrollo, restauración, creación o mejora”* (Brinson et al., 1994). Este sistema de clasificación, en lugar de hacer énfasis en el tipo de vegetación o la fauna se basa en las características hidrológicas y geomorfológicas para establecer las clases de mayor jerarquía. Esto se debe a que las entradas y salidas de agua son las que regulan las funciones de los humedales y las características biológicas son una consecuencia de estas funciones.

Si se intenta comparar en forma sencilla ambos tipos de sistema podríamos decir que, en los sistemas de clasificación basados en la biota, humedales que tienen apariencia similar con respecto a la fisonomía de la vegetación o al tipo de hábitat que proporcionan estarán agrupados en la misma clase. En el sistema HGM, en cambio, las clases se conforman con humedales que tienen un funcionamiento similar en cuanto a los ciclos de la materia y los flujos de energía, aunque su aspecto visual sea diferente. Por ejemplo, los humedales afectados por mareas pertenecerán a la misma clase, ya sea que se trate de manglares o marismas dominadas por vegetación herbácea.

Las clases y subclases dentro del sistema HGM se basan en tres pilares (Brinson, 1993):

1. emplazamiento geomórfico (la posición topográfica del ambiente dentro del paisaje),
2. principal fuente de agua (precipitaciones, movimiento lateral superficial o subsuperficial, descarga subterránea) e
3. hidrodinámica (dirección y magnitud del flujo de agua).

Debe reconocerse que el emplazamiento geomorfológico determina en gran medida la fuente de agua y su hidrodinámica, por lo que se definen seis clases o tipos de humedales según su emplazamiento geomorfológico (Brinson y Malvárez, 2002):

DEPRESIONES

Los humedales de depresiones o de cuencas ocupan bajos topográficos y, aparte de las precipitaciones, pueden recibir agua en forma de escorrentía superficial desde las tierras altas adyacentes o aportes de agua subterránea. Por tratarse de depresiones topográficas el agua tiende a acumularse en superficie, pero pueden existir o no salidas y entradas encauzadas de agua. Las principales salidas de agua ocurren a través de estos drenajes encauzados, por evapotranspiración o por recarga de acuíferos subterráneos. La hidrodinámica está dominada por fluctuaciones verticales estacionales y es común la formación de depósitos de turba en climas templados a fríos. Las lagunas pampeanas del denominado Sistema de Las Encadenadas (Alsina, Cochicó, Laguna del Monte y Laguna del Venado) son ejemplos de humedales de depresión.

FRANJAS LACUSTRES

Se trata de los humedales adyacentes al borde de espejos de agua, en los que existe una capa de agua subterránea muy cerca de la superficie cuya posición está determinada por las fluctuaciones en el nivel del lago. En algunos casos, no se trata de una franja de terreno contigua al lago sino de un pajonal que flota sobre la superficie del agua, adosado a la orilla. Los humedales de franjas lacustres reciben principalmente un flujo de agua bidireccional debido a las fluctuaciones del nivel del lago, aunque también puede ser importante el aporte de agua subterránea. Las pérdidas de agua ocurren por flujo de retorno al lago luego de una inundación, por flujo subsuperficial en la capa saturada y por evapotranspiración. La materia orgánica comúnmente se acumula en las orillas protegidas. Muchos bosques de pitras, arrayanes y coihues asociados a lagos andino patagónicos son ejemplos de humedales lacustres.

PENDIENTES

Se presentan en donde existe un punto de descarga de agua subterránea, lo que generalmente ocurre en pendientes topográficas. Los humedales de esta clase no acumulan agua por drenaje superficial debido a su pendiente, sino que se alimentan principalmente por agua surgente, que llega hasta el humedal en forma subterránea desde sitios más elevados del paisaje. La hidrodinámica está dominada por un flujo unidireccional de agua pendiente abajo. También se consideran dentro de esta clase humedales con muy escasa pendiente si la descarga subterránea es la principal fuente de agua. Las pérdidas de agua ocurren principalmente por flujo saturado superficial y subsuperficial y por evapotranspiración, pero también pueden desarrollarse canales que drenan parcialmente los humedales en pendientes. Ejemplos de este tipo de humedal son las vegas y mallines de la cordillera austral.

PLANICIES MINERALES U ORGÁNICAS

En las planicies húmedas la única fuente de agua son las precipitaciones. Se las suele subdividir en minerales u orgánicas de acuerdo al contenido de materia orgánica de los suelos y son comunes en grandes lagos relictuales o antiguas terrazas fluviales. Estos humedales no reciben aporte de agua subterránea y eso los distingue de los humedales en depresiones y pendientes. Las pérdidas de agua ocurren por evapotranspiración, flujo saturado superficial o recarga lenta de acuíferos. Aparecen en sitios en los que el drenaje está impedido por un horizonte subyacente de muy baja permeabilidad. En sitios en los que el clima no favorece la descomposición se acumula materia orgánica en forma de grandes depósitos de turba. Ejemplos de este tipo de humedales son las extensas turberas de *Sphagnum* del centro-sur de Tierra del Fuego

FLUVIALES

En esta clase se incluyen tanto los cursos de agua como las llanuras de inundación asociadas. En este tipo de humedales las principales fuentes de agua son el desborde de los ríos y las conexiones hidráulicas subsuperficiales. La hidrodinámica está dominada por flujos unidireccionales, aunque la presencia de un curso de agua permanente no es requisito indispensable para incluir a un humedal en esta clase. En las cabeceras de las cuencas, donde no está desarrollada la morfología del canal, los humedales fluviales a menudo son reemplazados por humedales en depresiones o en pendientes. Numerosos ejemplos de este

tipo de humedales se encuentran en las planicies de inundación de grandes ríos como el Paraná.

FRANJAS ESTUARIALES

Ocupan las márgenes de estuarios y costas protegidas y se encuentran bajo la influencia del nivel del mar. Aguas arriba de la desembocadura de los ríos, los humedales de franjas estuariales se integran con humedales fluviales, a medida que disminuye la influencia de las mareas y el régimen hidrológico del río se vuelve dominante. La materia orgánica suele acumularse en los sectores más elevados de la franja intermareal, donde el poder erosivo de las olas y las corrientes es menor. Lo que distingue a los humedales de franjas estuariales son los flujos bidireccionales del agua debidos a la acción de las mareas. Típicos ejemplos de este tipo de humedales de franjas estuariales son las marismas de *Spartina alterniflora* y *Sarcocornia perennis* de la zona costera de Bahía Blanca.

3- Humedales de FRANJAS ESTUARIALES

En las siguientes secciones, se analizarán algunas características y procesos propios de esta clase de humedales, dado que son los ambientes típicamente asociados a estuarios. Dentro de esta clase, se incluyen una gran variedad de humedales en cuanto a su fisonomía y al tipo de vegetación dominante. En latitudes medias y altas, los humedales de franjas estuariales están dominados por vegetación herbácea, formando lo que comúnmente se conoce como marismas. Aunque la influencia de las mareas a menudo se asocia con una elevada salinidad y con la presencia de especies típicamente halófilas, las marismas pueden ser ambientes tanto salinos como dulceacuícolas, dependiendo de su posición en el estuario y de la magnitud de la descarga fluvial.

En ambientes costeros tropicales y subtropicales (entre 25°N y 25°S, aproximadamente) las marismas dejan lugar a los manglares, dominados por árboles y arbustos halófilos. Aunque también están típicamente asociados a estuarios, los manglares no serán considerados en forma particular debido a que una descripción detallada de estos ambientes escaparía a los objetivos de este libro. Por lo tanto, nuestro análisis se restringirá a las marismas, entendiendo por tales a los humedales dominados por vegetación herbácea o arbustos de bajo porte, que crecen en ambientes costeros bajo la influencia directa o indirecta de las mareas (Beefink, 1977).

3-1 Geomorfología y suelos

El desarrollo y extensión de las marismas dentro de una región geográfica dada está determinado por características físicas como el rango de mareas, la disponibilidad y tipo de sedimentos, los aportes de agua dulce y la estructura de la línea de costa. Ambientes costeros con pendientes suaves y formas que disipen la energía de las olas favorecen el desarrollo de marismas de mayor extensión. Con respecto al origen de los sedimentos que conforman las marismas, estos pueden provenir del continente y ser arrastrados por los ríos hasta su desembocadura, puede tratarse de sedimentos marinos reabajados y depositados en la zona costera o pueden ser sedimentos orgánicos producidos in situ (Rabenhorst, 2000).

Considerando estos condicionantes físicos, Darmody y Foss (1979) describieron tres tipos geomorfológicos de marismas. Las *marismas estuariales* o *dominadas por ríos* se originan a partir de sedimentos aluviales depositados por ríos afectados por mareas. Estos

sedimentos son removidos aguas arriba, dentro de la cuenca y transportados río abajo hasta el sector afectado por mareas. Debido a la baja velocidad que suelen tener los ríos al aproximarse a la desembocadura, la componente mineral de estos suelos pertenece mayormente a las fracciones limos y arcillas. El contenido de materia orgánica dependerá del balance entre la cantidad de sedimentos que transporta el río y la cantidad de materia orgánica producida por las marismas. La salinidad, en cambio, estará determinada por el balance entre el volumen de la descarga fluvial y la energía de las mareas (Coleman y Roberts, 1989).

En costas dominadas por procesos marinos, se requiere alguna barrera que ofrezca protección contra la erosión de las olas y facilite la sedimentación. En estos paisajes costeros Darmody y Foss describieron las *marismas costeras*, que se forman entre la línea de costa y complejos de islas de barrera. En este tipo de costas transgresivas, las marismas se desarrollarán en aquellos lugares en los que existen barras litorales, espigas o islas capaces de proteger a la vegetación de los procesos marinos de alta energía. El crecimiento de las plantas provee materia orgánica para la formación del suelo y contribuye también a la sedimentación de material mineral en suspensión. Cuando se trata de marismas que crecen adyacentes a islas de barrera, la principal fuente de sedimentos inorgánicos de los suelos son las arenas de la misma isla e incluso es común observar importantes depósitos de arena que entierran parcialmente las marismas durante tormentas excepcionales. Debido a que este tipo de marismas no se encuentran afectadas por ríos importantes existen menos oportunidades para la acumulación de sedimentos minerales de texturas finas.

El tercer tipo geomórfico descrito por Darmody y Foss son las *tierras altas sumergidas*. Este tipo de ambiente es posible en costas que han sufrido un aumento sostenido del nivel relativo del mar durante varios miles de años y las marismas han transgredido sobre sustratos de pendiente muy suave, que antes estaban cubiertos por suelos bien drenados. En el margen terrestre de la marisma, los horizontes orgánicos superficiales son más delgados y generalmente se vuelven más profundos a medida que nos acercamos a la línea de costa. En estos casos, la acreción vertical de la superficie fue de magnitud similar al aumento relativo del nivel del mar (una combinación del aumento global del nivel del mar y la tasa de subsidencia local), permitiendo la persistencia de las marismas y su transgresión sobre otros ambientes (Rabenhorst, 1997). Las propiedades de los suelos de este tipo de humedales combinan las heredadas de los suelos subyacentes con las propias de los horizontes orgánicos formados posteriormente. Mientras que las propiedades heredadas son más importantes en los márgenes terrestres, donde los horizontes orgánicos son más delgados, los suelos que se desarrollan cerca de la línea de costa son típicamente Histosoles, caracterizados por horizontes orgánicos de más de 40 cm de profundidad.

Además de los tres tipos descritos por Darmody y Foss, Stevenson et al. (1986) describieron dos clases que también aparecen en franjas estuariales. En ciertas regiones costeras, el nivel relativo del mar ha disminuido (regresión marina) a pesar de que el nivel global del mar ha ido en aumento durante los últimos varios miles de años. Esto puede ocurrir por actividad tectónica o por un efecto denominado rebote isostático posglacial (elevación de la superficie continental una vez que las masas glaciares se retiraron y liberaron la presión sobre la corteza terrestre). Bajo estas circunstancias, suelos que se formaron originalmente en humedales costeros fueron posteriormente elevados varios metros por encima del nivel del mar actual, perdiendo, en muchos casos su condición de humedal. Stevenson et al. (1986) denominaron a este tipo de ambientes *costeros emergentes* y son extremadamente comunes en la costa Atlántica del Sur de Sudamérica,

debido a que en esta región se registró un máximo transgresivo durante el Holoceno, que alcanzó niveles máximos en la costa patagónica de hasta 12 metros por encima del nivel del mar actual (Isla, 1989).

Finalmente, aunque son más comunes en ambientes lacustres que en humedales sometidos a mareas, se describieron las *marismas flotantes*. Se trata de marismas en las que se forma una densa mata de raíces y rizomas, entremezclados con un suelo orgánico muy liviano que, debido a la gran cantidad de aire contenido en los tejidos y la baja densidad de la materia orgánica, tiene la capacidad de mantenerse flotando sobre una capa de agua. Ejemplos de este tipo de humedales existen en Argentina, en ciertas islas de la zona frontal del bajo delta del río Paraná (Pratolongo et al., 2007).

3-2 Hidrología

En la mayor parte de los ambientes costeros del mundo, las condiciones astronómicas provocan mareas semidiurnas. Los rangos de marea, en cambio, pueden ser extremadamente variables, con diferencias entre los niveles medios de bajamar y pleamar que pueden ser de apenas 30 centímetros, como en la costa sueca del mar Báltico (Ranewll, 1972), o de hasta 18 metros, como en la Bahía de Fundy (Steers, 1977). Cualquiera sea el régimen de mareas de un sitio particular, éstas son el factor ambiental dominante de la estructura y funcionamiento de las marismas. Para muchos autores, las mareas constituyen un subsidio energético que modela los principales procesos físicos, químicos y biológicos en estos ambientes, ya que determina la depositación o erosión de sedimentos, los flujos de nutrientes y materia orgánica, el lavado de toxinas y la oxigenación del sustrato (Mitsch y Gosselink, 2007). Estos factores físicos determinan procesos químicos clave y, en última instancia, ejercen una influencia crítica sobre la biota.

Aunque el nivel del agua sobre la superficie es evidente y fácil de registrar, las fluctuaciones de la capa de agua dentro de los suelos de las marismas son mucho más difíciles de modelar y dependen, no sólo del régimen de mareas sino de la posición en el paisaje. Debido a la baja conductividad hidráulica que generalmente tienen los suelos de las marismas y a la frecuencia de las mareas, puede ocurrir que la fluctuación vertical de la capa de agua en el suelo sea imperceptible, a pesar de que las mareas determinen grandes variaciones diarias sobre la superficie (Haering et al., 1989).

En las elevaciones más bajas dentro de la marisma, los suelos se inundan dos veces por día y permanecen saturados durante los periodos de exposición aérea. Como resultado, la salinidad de los suelos presenta pocas variaciones y se asemeja mucho a la salinidad del agua que inunda la marisma. En el otro extremo del gradiente, en la zona más alta, los suelos sólo se inundan durante pleamares de sicigia u ondas de tormenta. En esta zona, la capa de agua subterránea puede caer a profundidades variables por debajo de la superficie, dependiendo del balance entre evapotranspiración y precipitaciones. Durante periodos secos o de alta evaporación las sales pueden acumularse en la superficie del suelo, generando condiciones de muy elevada salinidad. Durante periodos lluviosos, en cambio, la salinidad puede reducirse considerablemente por lixiviado (Mitsch y Gosselink, 2000).

Debido a la importancia de las mareas, se suelen diferenciar zonas dentro de las marismas de acuerdo a la elevación y, por consiguiente, la frecuencia y duración del periodo de inmersión. De este modo, la marisma baja es una zona de inundación frecuente y la marisma alta es la zona que se inunda con menos frecuencia (Redfield, 1972). Algunos autores las denominan marismas sumergidas y marismas emergentes o incluso distinguen una zona intermedia entre ambas (Ranwell, 1972; Adam, 1990) pero en general, se coincide

en describir tipos particulares de vegetación asociados a las distintas zonas de elevación (Chapman, 1960). Estos patrones de zonación son muy evidentes en ambientes sometidos a rangos de mareas moderados, como se ha descrito en los primeros ejemplos estudiados de las costas de Inglaterra (Chapman, 1960) o la costa noreste de Estados Unidos (Redfield, 1972) y menos pronunciados en ambientes micromareales, aunque aún en estas condiciones también se ha descrito cierto tipo de zonación (Darmody, 1975).

4- Patrones de zonación

Aunque existen marcadas variaciones regionales, la vegetación que crece en los humedales costeros está estrechamente relacionada con el gradiente de elevación. La forma en que se estructura la vegetación a lo largo de estos gradientes es una característica repetitiva de los humedales costeros y existen numerosos trabajos dedicados a describir los patrones de zonación típicos de las distintas regiones costeras del mundo. Sin embargo, aunque la zonación de la vegetación constituye el elemento más conspicuo del paisaje, existen otros atributos ecológicos importantes que se relacionan con estos patrones. Aunque los patrones de zonación de la fauna están menos estudiados que los de la vegetación, las distintas frecuencias de inundación afectan directamente la disponibilidad de alimento o, indirectamente, determinan la disponibilidad de hábitat al determinar la estructura de la vegetación (Keddy, 2000).

5- Mecanismos de zonación

5-1 Hipótesis de la sucesión ecológica

Una interpretación tradicional de los patrones de zonación de la vegetación es que la secuencia de comunidades de plantas a lo largo del gradiente de elevación representa la secuencia temporal de eventos que lleva desde el sustrato recién colonizado por las especies pioneras hasta la consolidación de una comunidad típicamente terrestre. Este cambio ocurre debido a una elevación gradual del sustrato, a través de la acumulación de materia orgánica producida por las plantas y de sedimento inorgánico entrampado por la vegetación. Este tipo de analogía está muy popularizada en la literatura y a través del tiempo se ha aplicado no sólo a marismas sino a otros tipos de humedales, como turberas o franjas lacustres (Dansereau y Segadas-Vianna, 1952; Spence, 1982).

El papel de la sucesión en la estructuración de las comunidades vegetales fue sistematizado a principios del siglo XX por Clements (1916) y la difusión de sus ideas tuvo un impacto profundo en todos los campos de la ecología a partir de la década del '50. En este contexto, la idea de ver los patrones de zonación como consecuencias espaciales de la sucesión fue rápidamente aceptada y poco cuestionada. Sin embargo, bajo esta teoría, la zonación se toma como un análogo espacial de sucesión temporal, aún cuando no existan evidencias reales de cambio (Hutchinson, 1975). Con el crecimiento de la teoría de disturbios, en la década de los '80, se hizo evidente que muchos factores ambientales pueden retrasar, detener o reiniciar los procesos sucesionales (Pickett y White, 1985) y muchos patrones naturales (incluso la zonación pueden explicarse como balances entre la sucesión ecológica y el régimen de disturbios. Más aún, se ha llegado a proponer que los patrones de zonación no responden en absoluto a procesos sucesionales sino a las respuestas a corto plazo de las distintas comunidades ante variaciones ambientales locales (van der Valk, 1981).

Aunque efectivamente ha ocurrido un cambio de perspectiva a lo largo de la segunda mitad del siglo XX, esto no significa que la sucesión ecológica no ocurra o no tenga relación alguna con los patrones de zonación. Bajo ciertas circunstancias, cuando se busca explicar patrones generales o procesos a gran escala en ambientes estables, donde predominan los cambios unidireccionales producidos por la biota por sobre las perturbaciones ambientales, puede ser útil buscar un paralelo entre zonación y sucesión. En todo caso, se debe ser muy cauto y evitar generalizaciones para no adjudicar causas sucesionales a patrones que no se relacionan con este proceso.

5-2 Hipótesis de las restricciones del ambiente físico

El efecto directo de factores físicos ha sido repetidamente señalado como responsable de los patrones de zonación y de la distribución de la vegetación en general. En el caso de las franjas costeras, se ha hecho mucho hincapié en el estudio de la respuesta de las plantas a la inundación. En ambientes salinos, además de las restricciones que impone la duración del período inundado existen gradientes de salinidad del suelo (Cronk y Fennessy, 2001).

En muchos trabajos se asume que la tolerancia diferencial que presentan las especies a la inundación y la salinidad es el único responsable de los patrones de zonación (Chapman, 1960; Adam, 1990). Sin embargo, aunque en la mayoría de los casos se explica perfectamente la respuesta fisiológica de cada especie a las restricciones del ambiente, raramente se establece que esta respuesta es la causa inequívoca de la zonación. Por ejemplo, una especie típica de la marisma baja, adaptada a la inundación prolongada podría también crecer en suelos oxigenados y la existencia de adaptaciones fisiológicas a la anoxia no explica *per se* el hecho de que dicha especie no aparezca en la marisma alta.

5-3 Hipótesis de las interacciones biológicas

Recientemente, se ha incrementado el número de trabajos en los que se estudia de qué forma las interacciones biológicas, en especial la competencia, pueden generar patrones de zonación. Una observación común en muchas marismas es que ante un disturbio recurrente, como puede ser la depositación de resaca en la línea de la pleamar de sicigia, las especies típicas de la marisma baja suelen extender su cobertura hasta niveles más elevados que los habituales. Esto sugiere que las plantas menos tolerantes a la inundación podrían restringir la ocurrencia, hacia el margen terrestre, de las plantas más tolerantes. Existen numerosos trabajos realizados, incluso en marismas argentinas, en los que se pone a prueba mediante experimentos de laboratorio y de campo, el potencial de una determinada especie para desplazar a otra bajo distintas condiciones ambientales (Bertness, 1991; Idaszkin et al., 2011).

En muchos de los casos estudiados bajo esta teoría se ha concluido que, aunque los patrones de zonación sean muy evidentes en el campo, el límite entre las comunidades no puede ser determinado únicamente por el rango de tolerancia a la salinidad y a la inundación que presentan las especies por separado. En general, se sugiere que el rango de distribución de una especie a lo largo de un gradiente ambiental está limitado por la tolerancia fisiológica en el extremo desfavorable del gradiente y por la competencia con otras especies en el otro extremo (Keddy, 1983; Snow y Vince, 1984; Bertness y Ellison, 1987; Bertness et al., 1992).

En los ejemplos anteriores, se trata siempre de ambientes en los que se puede definir un extremo “benigno” dentro del gradiente. Esto generalmente ocurre en ambientes húmedos, en donde a mayor elevación disminuye la frecuencia de inundaciones y, al mismo tiempo, las precipitaciones son suficientes como para disminuir la salinidad del suelo. En ambientes áridos, en cambio, donde la evapotranspiración excede a las precipitaciones, la salinidad aumenta marcadamente con la elevación creando un gradiente mucho más complejo, en el que ambos extremos presentan fuertes restricciones ambientales: en el extremo inferior por la baja disponibilidad de oxígeno y en el extremo superior por la elevada salinidad.

Un ejemplo bastante estudiado de este tipo de gradientes son las marismas del sur de California. En estos humedales se describe una marisma baja dominada por *Salicornia virginica*, una marisma intermedia dominada por *Arthrocnemum subterminale* y una zona alta hipersalina desprovista de vegetación. En experimentos de trasplantes recíprocos Pennings y Callaway (1992) demostraron que ambas especies crecen mejor en la zona intermedia entre las dos comunidades, posiblemente porque se combina una menor frecuencia de inundaciones con una menor salinidad. En este caso, la exclusión competitiva no se daría hacia un lado benigno del gradiente sino que sería bilateral: *S. virginica* excluye a *A. subterminale* en la zona baja, pero *A. subterminale* es la competidora dominante en condiciones de alta salinidad.

En este tipo de trabajos se centra la atención casi en forma exclusiva en la competencia, sin considerar otro tipo de interacción biológica, pero son el puntapié inicial para un nuevo paradigma en el que se reconoce la importancia de las relaciones intra e inter específicas en la determinación de los patrones de zonación.

5-4 Hipótesis del gradiente de estrés

Las interacciones positivas también ejercen influencia sobre la composición de las comunidades y, por lo tanto, se espera que jueguen algún papel en la determinación de los patrones de zonación de las marismas. Existen numerosos ejemplos de especies que difunden oxígeno hacia los sedimentos, aireando la zona radicular y facilitando la colonización de otras especies (Armstrong, 1979; Colmer, 2003), o especies que facilitan el establecimiento de otra plántulas al bajar la salinidad del suelo por transporte activo y acumulación de sales en sus tejidos (Flowers y Colmer, 2008). Aunque estas relaciones de facilitación se conocen desde hace mucho tiempo, es recién a mediados de la década de los '90 que se empiezan a publicar trabajos en los que se les adjudica un papel protagónico en la determinación de límites entre las comunidades (Callaway y Pugnaire, 1999; Bruno et al., 2003).

El balance que existe entre interacciones positivas y negativas es variable en el tiempo y en el espacio y depende tanto de las características de las especies involucradas como de las condiciones ambientales (Callaway et al., 2002). En varios trabajos clásicos de ecología de comunidades, se presentan distintos modelos conceptuales que predicen cómo estas interacciones cambian a lo largo de gradientes de disponibilidad de recursos o productividad ecosistémica (Grime, 1973; Tilman, 1988) y, más recientemente, se han desarrollado una serie de modelos que relacionan las interacciones entre plantas con el grado de estrés abiótico del ambiente (Bertness y Callaway, 1994; Callaway y Walker, 1997; Brooker y Callaghan, 1998). En este marco teórico, Bertness y Callaway (1994) proponen la denominada “Hipótesis del gradiente de estrés”. Este modelo predice que la importancia relativa entre competencia y facilitación variará en forma inversa a lo largo de un gradiente

de estrés abiótico, siendo la facilitación el tipo de interacción dominante en el extremo más desfavorable del gradiente y, en contrapartida, la competencia cobrará mayor importancia a medida que disminuye el nivel de estrés.

Desde su presentación, esta hipótesis ha generado una enorme influencia en la literatura científica, en particular en las publicaciones especializadas en ecología de ambientes costeros. En un trabajo de meta análisis llevado a cabo por Maestre et al. (2005), los autores encontraron más de 300 citas bibliográficas (*ISI Web of Science*) en las que se hace referencia a esta hipótesis y, a partir de sus propios experimentos de validación, muchos autores sugieren que la hipótesis del gradiente de estrés sería general y aplicable indistintamente del tipo de ambiente y fuentes de estrés. Sin embargo, según se señala en este mismo meta análisis, también se han publicado numerosos ejemplos en los que los resultados empíricos obtenidos no sustentan la teoría, lo que obliga a hacer un replanteo de las circunstancias bajo las cuales la hipótesis no es aplicable (Maestre et al., 2005).

A modo de conclusión, podemos decir que el estudio de las zonas de vegetación en humedales costeros ha mostrado una notable evolución. Mucho se ha recorrido desde la visión de Clements que atribuía los patrones únicamente a la sucesión ecológica, o los primeros postulados que suponían que el límite a la distribución de las especies estaba dado únicamente por sus tolerancias fisiológicas, hasta las modernas teorías que combinan los factores físicos del ambiente y las interacciones biológicas. Sin embargo, aún no se ha postulado un modelo teórico unificado que permita predecir, en forma abarcativa, el resultado neto de las interacciones biológicas frente a gradientes de estrés de distinto tipo o intensidad.

6- Variación geográfica

Como se ha descrito en las secciones anteriores, los patrones de zonación son una característica conspicua y común a los humedales costeros en general, no importa su ubicación geográfica. Sin embargo, la composición específica y las características de estas zonas de vegetación presentan marcadas variaciones regionales, debidas tanto a diferencias climáticas como a rangos biogeográficos de distribución de las especies. Además, la creciente concentración de asentamientos humanos y el desarrollo de actividades productivas ejercen una gran presión sobre los ambientes costeros, dando como resultado una transformación profunda del paisaje y una pérdida considerable de humedales (Dugan, 1993). Este proceso de degradación de ambientes naturales no ha sido homogéneo en su expresión geográfica (Holmer, 2009) y esta disparidad introduce una fuente adicional de variación que se superpone a la variabilidad regional natural.

En climas templados, las marismas bajas, que soportan la inundación periódica y frecuente por agua de mar, son bastante similares en cuanto a su fisonomía. Resulta notable que en un amplio rango de distribución geográfica estos ambientes no presentan grandes diferencias en su estructura y están ocupados por especies de unos pocos géneros como *Salicornia*, *Suaeda*, *Aster* y *Spartina* (Doody, 1992).

Por encima de este nivel, donde la inundación se hace menos frecuente, es donde comienzan a aparecer diferencias conspicuas. En climas húmedos, donde la disponibilidad de agua dulce excede a la evapotranspiración, es común observar que las marismas altas, dominadas por especies tolerantes a la salinidad dan lugar a pajonales de agua dulce o ambientes boscosos que presentan inundación somera durante periodos prolongados. Más allá de estas comunidades de agua dulce, en una transición hacia las tierras altas, los suelos permanecen saturados debido al drenaje deficiente y a una capa de agua

subterránea que fluctúa muy cerca de la superficie. En esta posición del paisaje aparecen los denominados humedales perimarineros (Rodwell, 1995), que no están directamente controlados por procesos marinos pero cuya existencia está determinada, en última instancia, por su posición vertical con respecto al nivel del mar.

La transición terrestre es muy diferente en climas áridos. Cuando la evapotranspiración supera a la disponibilidad de agua dulce se produce un ascenso capilar del agua subterránea y una concentración en superficie de las sales disueltas. Dependiendo de la severidad del clima, la salinidad superficial puede alcanzar valores que exceden los límites de tolerancia de las halófilas más resistentes. En estas condiciones, los suelos desarrollan costras salinas en superficie y en la posición que ocuparían los humedales perimarineros aparecen extensos salitrales desprovistos de vegetación (Pratolongo et al., 2009).

Los humedales costeros de climas templados y húmedos están mucho mejor estudiados que sus contrapartes en climas áridos y semiáridos. Existen muchos trabajos en los que se describen los patrones de zonación de la vegetación y otras características ecológicas de los humedales de la costa Atlántica de Norteamérica, desde la Bahía de Fundy, en Canadá, hasta el Golfo de México, como así también de las marismas del norte de Europa. Los humedales de climas áridos y semiáridos, en cambio, están menos representados en la literatura. Los ejemplos más estudiados se encuentran en la costa occidental de Norteamérica y en la costa europea del Mediterráneo. En las siguientes secciones se ejemplifican los patrones de zonación de la vegetación típicos para distintas regiones geográficas, agrupados en términos de las zonas climáticas de Köppen-Geiger.

6-1 Clima oceánico de latitud media: Norte de Europa

Las marismas de la costa Atlántica europea están representadas en numerosos complejos que se extienden entre la península Ibérica y Dinamarca, incluyendo las costas del Canal de la Mancha y del Mar del Norte. En estos sistemas, el límite inferior de la vegetación está caracterizado por la presencia de *Spartina anglica* y *Salicornia dolichostachya* con baja cobertura. En elevaciones levemente superiores aparecen clones aislados de *Puccinellia maritima* y en muchos sitios se establecen marismas intermedias con especies como *Aster tripolium*, *Salicornia ramosissima*, *Suaeda maritima*, *Halimione portulacoides*, y *Atriplex portulacoides*. *Festuca rubra*, *Juncus gerardii* y *Elymus athericus*, por su parte, son las especies que comúnmente dominan las marismas altas (Langlois et al., 2003; Bouchard et al., 1995).

Spartina anglica tuvo su origen a partir de un híbrido entre la especie nativa *Spartina maritima* y la introducida *Spartina alterniflora* (Ayres y Strong, 2001). Aunque *S. anglica* tuvo una rápida expansión natural durante los años que siguieron a su aparición, en muchos ambientes la expansión se debió a que la especie fue extensiva y deliberadamente plantada para estabilizar sedimentos. La rápida colonización de planicies de marea por este tipo de marismas ha generado, en muchos casos, cambios notables en la dinámica costera (Allen, 2000).

Recientemente se ha descrito, en muchos sitios, la expansión de la gramínea *Elymus athericus* hacia elevaciones cada vez menores, donde reemplaza a las marismas antes dominadas por *Atriplex portulacoides*. Varios autores coinciden en señalar que este reemplazo estaría facilitado por un incremento en los niveles de nitrógeno del suelo (Valéry et al., 2003; Bockelmann y Neuhaus, 1999).

6-2 Clima subártico: Costa Atlántica de Norteamérica – Bahía de Fundy

En las marismas europeas la vegetación está confinada a la porción superior de la franja intermareal. En la costa Atlántica de Norteamérica, en cambio, la zona más baja de la franja intermareal, justo por encima del nivel medio de las bajamareas está ocupada por extensas marismas dominadas por *Spartina alterniflora* (McKee y Patrick, 1988). Gran parte de estas marismas se desarrollan en ambientes protegidos por los numerosos y extensos complejos de islas de barrera existentes al sur del golfo de Maine, Estados Unidos (Oertel et al., 1989).

En el extremo norte de esta región, en la transición entre los climas subártico y templado, se encuentran las marismas de la Bahía de Fundy, en el sur de Canadá. En el sector interno del estuario, las mareas semidiurnas alcanzan una amplitud cercana a los 11 metros, generando corrientes de magnitud considerable. Debido a las bajas temperaturas invernales, el sector septentrional de la región también se ve afectado por la formación de hielo y por la remoción en masa de grandes bloques de sedimentos congelados (Dionne, 1989).

En estas condiciones ambientales altamente desfavorables, *Spartina alterniflora* es la especie dominante de las marismas bajas. A mayores elevaciones, es común encontrar marismas de *Spartina patens*, aunque también pueden aparecer como dominantes otras especies como *Salicornia europea*, *Triglochin maritima*, y *Juncus gerardi* (Chmura et al., 1997). *Atriplex patula*, *Glaux maritima*, *Suaeda maritima*, *Spergularia canadensis*, *Limonium nashii*, *Hierochloa odorata*, *Elymus arenarius* y *Distichlis spicata* son especies que suelen aparecer, pero con menor cobertura (van Proosdij et al., 1999). En algunos sitios, se han descrito marismas de *Puccinellia maritima* y *Juncus balticus*, dos especies comunes a mayores latitudes que señalan la transición entre el clima subártico y templado. Finalmente, *Phragmites australis* e *Iva frutescens* señalan a menudo el límite terrestre de las marismas (Jacobson y Jacobson, 1989).

6-3 Clima húmedo continental: Costa Atlántica de Norteamérica – Nueva Inglaterra

El patrón de zonación de las marismas de la Bahía de Fundy se mantiene, con pocas modificaciones, al sur del golfo de Maine, aunque por encima del nivel ocupado por *Spartina patens* es más común encontrar extensos parches monoespecíficos de *Juncus gerardi* (Bertness et al., 2002). En estas latitudes intermedias, el cambio más notorio que se observa es la reciente expansión de *Phragmites australis* en el límite terrestre de las marismas. Esta especie era comúnmente encontrada en bajas densidades y en suelos no salinos, pero durante los últimos 150 años ha incrementado su cobertura en ambientes de agua dulce y salobre, desplazando a otras comunidades (Saltonstall, 2002). Aunque se creía que la expansión de esta especie estaba limitada por la salinidad de los suelos, observaciones recientes en la zona de Nueva Inglaterra indican que *Phragmites australis* ha invadido exitosamente ambientes salinos y se supone que este proceso podría estar relacionado con cambios de origen antrópico en la disponibilidad de nutrientes (Bertness et al., 2002).

6-4 Clima subtropical húmedo: Costa Atlántica de Norteamérica – Planicie Costera

Más al sur, entre New Jersey y el golfo de México las temperaturas son mayores y también la evapotranspiración. *Spartina alterniflora* continúa siendo la especie dominante en las marismas bajas, pero a mayores elevaciones, cuando la inundación es menos frecuente, aparecen marismas mixtas de *Juncus roemerianus* y *Spartina patens*, con presencia de individuos aislados de las especies *Salicornia* spp., *Distichlis spicata*, y *Limonium* spp., tolerantes a salinidades más elevadas. En esta zona también es común encontrar parches desprovistos de vegetación, que presentan muy alta salinidad en superficie (Mitsch y Gosselink, 2000).

6-5 Clima templado con veranos secos: Costa occidental de Norteamérica, Bahía de San Francisco

A lo largo de la costa occidental de Norteamérica el desarrollo de humedales es menos extenso que sobre la costa Atlántica. Las marismas mejor estudiadas se encuentran en la Bahía de San Francisco, pero el avance de las actividades agrícolas y los desarrollos urbanos e industriales han reducido notablemente la extensión de las marismas naturales.

En la porción inferior del estuario, las marismas bajas están ocupadas por *Spartina foliosa* y, en las marismas altas, *Salicornia virginica* es la especie dominante, a menudo acompañada por *Jaumea carnosa* y *Triglochin maritima* con baja cobertura. En sitios elevados aparecen parches aislados de *Distichlis spicata*. *S. virginica* es también la especie dominante en ambientes endicados, donde se ha eliminado en forma artificial la influencia de las mareas (Josselyn, 1983).

Spartina foliosa tiene un rango de distribución limitado a la costa occidental de Norteamérica, desde la Bahía de Humboldt hasta Baja California. Sin embargo, estas marismas son objeto de numerosas e importantes invasiones de especies exóticas, como el híbrido *S. alterniflora* x *S. foliosa*, en la Bahía de San Francisco y *Spartina densiflora* en la Bahía de Humboldt. *Spartina patens* y *Spartina anglica* también han sido reportadas, aunque se cree que aún no se han dispersado más allá de su sitio de introducción (Ayres et al., 2004). Finalmente, en Willapa Bay, cerca de un tercio del área original ocupada por planicies de marea se encuentra ahora colonizada por *S. alterniflora*. La especie fue introducida hacia finales del siglo XIX y las poblaciones se expandieron muy lentamente durante la primera mitad del siglo XX, pero la invasión se aceleró en forma notable entre 1945 y 1988, generando una gran transformación ambiental (Simenstad y Thom, 1995).

6-6 Clima mediterráneo cálido: Costa europea del Mediterráneo

Los humedales del Mediterráneo están típicamente asociados con los deltas de ríos como el Ródano, Ebro y Po (Vella et al., 2005). El delta de río Ródano (La Camargue) es una de las áreas naturales más importantes de la región y su vegetación se caracteriza por especies halófilas arbustivas de bajo porte, en lugar de las típicas marismas herbáceas de Norteamérica. Las marismas bajas comúnmente incluyen especies como *Sarcocornia fruticosa* y *Arthrocnemum macrostachyum*, que son reemplazadas por *Limonium virgatum* en la marisma intermedia. A mayor elevación, *Limonium girardianum*, *Frankenia pulverulenta* y *Artemisia* galla aparecen dominando la marisma alta, muchas veces acompañadas por *Juncus* spp. (Chapman, 1960).

Sin embargo, este tipo de marismas han sido profundamente transformadas como resultado de las intensas actividades humanas desarrolladas en estos ambientes desde tiempos anteriores al imperio romano. Procesos similares de transformación han ocurrido en los otros deltas del Mediterráneo, donde la vegetación natural ha sido virtualmente eliminada y los arrozales, aunque completamente diferentes en su estructura y funciones ecológicas, son el tipo de humedal dominante (Tourenq et al., 2001).

7- Humedales de la costa Atlántica argentina

Como se ha mencionado en la sección Geomorfología y suelos, el Holoceno tardío en el sur de Sudamérica está caracterizado por importantes fluctuaciones en el nivel relativo del mar (Isla, 1989). En zona de influencia del Río de la Plata, varios autores identifican un máximo transgresivo que ocurrió hace aproximadamente 6000 años, cuando el nivel relativo del mar habría estado aproximadamente 6 metros por encima del actual (Isla, 1989; Violante y Parker, 2000; Cavallotto et al., 2004). Hacia el sur, a lo largo de la costa patagónica, también se observan evidencias geomorfológicas de distintas líneas de costa correspondientes al Holoceno, ubicadas a diferentes elevaciones (Rostami et al., 2000). Esta historia transgresiva durante el Holoceno ha dejado importantes huellas geomorfológicas en los ambientes costeros actuales, en los que es común encontrar extensas zonas bajas correspondientes a los antiguos sistemas estuariales y relictos de geoformas típicamente regresivas, como cordones litorales y depósitos correspondientes a lagunas costeras que, en la actualidad, han quedado desconectadas del ambiente marino (Pratolongo et al., 2009).

Para la costa oriental templada de Sudamérica se han descripto dos patrones de zonación bien diferenciados y su límite ocurre aproximadamente entre los 38 y 39° de latitud sur (Isacch et al., 2006). Esta franja latitudinal se caracteriza por un marcado gradiente de humedad que separa los climas subtropical húmedo y templado oceánico hacia el norte de la transición y los climas estepario semiárido y desértico árido hacia el sur. Este gradiente climático se extiende tierra adentro y forma parte de un patrón continental denominado Diagonal Árida Sudamericana que atraviesa el continente en sentido NO-SE y coincide a su vez con la transición entre las provincias fitogeográficas de la Pampa, el Espinal y el Monte (Cabrera y Willink, 1973).

Al norte de esta transición, entre el sur de Brasil y la planicie costera del Río de la Plata, *Spartina alterniflora* es la especie dominante en marismas bajas y *Spartina densiflora* domina las marismas a elevaciones mayores, formando parches puros o acompañada por otras especies. (Cagnoni y Faggi, 1993; Costa, 1997; Costa et al., 2003). En marismas de latitudes altas, en cambio, la zona baja de la franja intermareal está desprovista de vegetación y *Sarcocornia perennis* es la especie dominante en el límite inferior de la vegetación, en la zona superior de la franja intermareal (Collantes y Faggi, 1999).

En la **Fig. 1** se muestra la ubicación geográfica de los humedales costeros más conocidos de Argentina y en la **Tabla 1** sus principales características hidrológicas. En las secciones siguientes, se describen los patrones de zonación de la vegetación típicos para cada uno de estos complejos y algunas características ambientales de importancia.

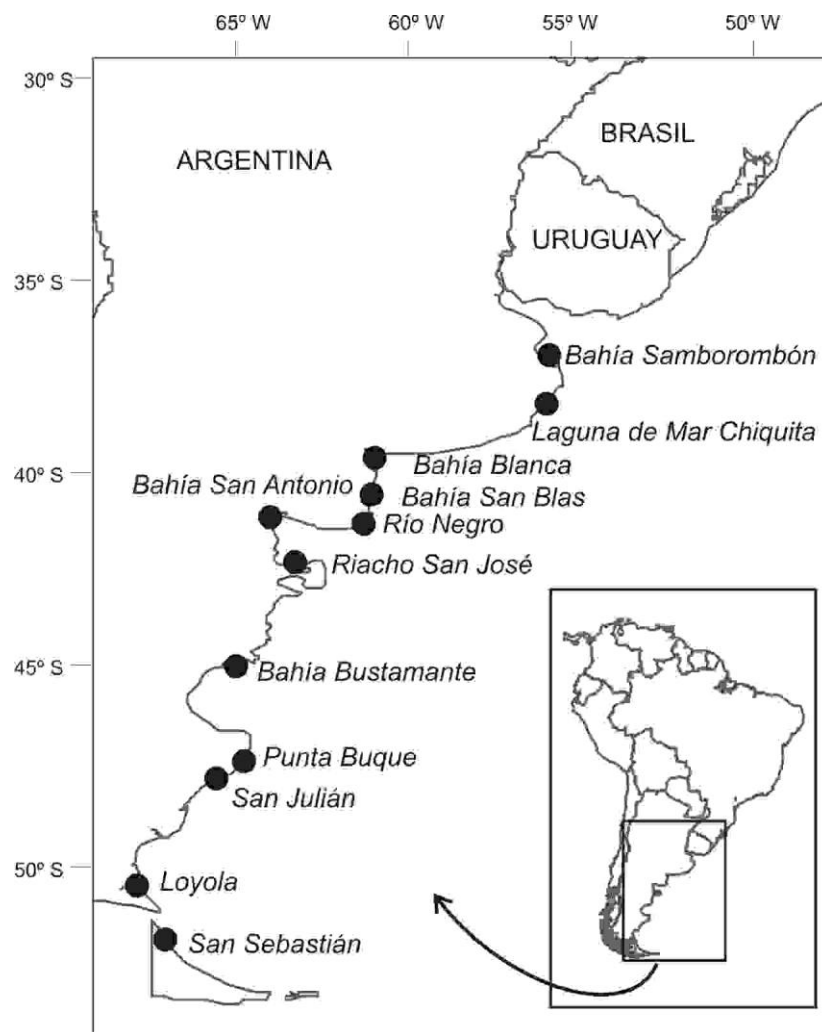


Fig.1: Ubicación geográfica de los complejos de humedales costeros mejor conocidos de la República Argentina.

Tabla 1. Principales características hidrológicas de los complejos de humedales costeros mencionados en el texto.

Complejo	Precipitación media anual (mm)	Descarga de aportes fluviales (m ³)	Rango medio de mareas (m)*
Bahía Samborombón	1013	22031	0.69-0.94
Laguna de Mar Chiquita	920	20	0.79
Bahía Blanca	614	3	2.48-3.60
Bahía San Blas	500		1.66-1.96
Río Negro	379	1014	2.94
Bahía San Antonio	258		6.46
Riacho San José	225		3.00-5.93
Bahía Bustamante	205		3.87-4.18
Punta Buque	202		3.54-3.72
San Julián	213		5.96
Loyola	274	15	7.7-8.30
San Sebastián	300		6.8

*En los casos en que existe una importante deformación de la onda de marea, se citan los rangos de marea mínimo y máximo a lo largo del estuario.

7-1 Bahía de Samborombón

La Bahía de Samborombón es considerada el humedal mixohalino más extenso de Argentina (24400 ha). Se desarrolla a lo largo de 150 km de costa, desde Punta Piedras (35° 27' S; 56° 45' O) hasta Punta Rasa (36° 22' S; 56° 35' O), con un ancho que varía entre 2 y 23 km y con aguas someras hasta la isobata de los 3,5 m (Dadon y Matteucci, 2006; Volpedo et al., 2004). Allí existe una zona de mezcla de agua salada proveniente del océano Atlántico y de agua dulce del Río de la Plata y en menor medida de ríos de la llanura pampeana. Presenta una red intrincada de canales con una morfología dendrítica, sometidos a la acción de la marea (Volpedo et al., 2004).

Las regresiones y transgresiones marinas ocurridas durante el Holoceno han dejado depósitos en las antiguas líneas de costa, formando cordones de conchillas que se disponen paralelos a la costa formando una franja de 10 a 20 km de ancho (Violante et al., 2001). En este sector, que actualmente se ubica por encima de los 2,5 m sobre el nivel del mar (Cavalotto et al., 2004), los suelos se componen por restos de conchillas marinas que alternan con arenas y arcillas (Carol et al., 2009). Esta diferencia conlleva cambios en el pH, la salinidad y la permeabilidad del suelo, siendo los cordones de conchillas más alcalinos, menos salados y más permeables que las zonas bajas entre cordones (Moscatelli y Scoppa, 1996). Debido a las diferencias edáficas que presentan, los cordones de conchillas y médanos permiten el establecimiento de los talares, una comunidad conformada principalmente por *Celtis tala* (Villanova et al., 2006).

Por debajo de los 2,5 metros de elevación el paisaje está dominado por planicies de marea y marismas, típicamente dominadas por *Spartina alterniflora* en la marisma baja y *S. densiflora* a elevaciones mayores. Otras especies que comúnmente aparecen en estas marismas son *Apium sellowianum*, *Limonium brasiliense* y *Cortaderia selloana* (Cagnoni, 1999).

7-2 Laguna de Mar Chiquita

La laguna de Mar Chiquita es un cuerpo de agua somero y salobre, caracterizado por fondos blandos y mareas de escasa amplitud (menores a 1,5 m). La laguna recibe una contribución de agua subterránea de aproximadamente 80 m³ por año, que es aproximadamente el 2,2% de su volumen promedio. La cuenca completa de la laguna Mar Chiquita cubre una superficie aproximada de 1.000.000 ha, con aportes de 21 arroyos y canales artificiales que nacen en el Sistema de Tandilia, siendo los más importante el arroyo Vivoratá y El Dulce (Fasano et al., 1982).

La zona de la laguna se considera dentro de la Provincia Fitogeográfica de la Pampa. En ella aún podemos encontrar talares, aunque empobrecidos florísticamente, formando bosques monoespecíficos (Cabrera, 1976). Las zonas bajas están mayormente cubiertas por marismas y planicies de marea, aunque la superficie vegetada es mucho mayor. Estas marismas están dominadas por *Spartina densiflora* y en menor medida por *Sarcocornia perennis* (Isaach et al., 2006). La mayor parte del sedimento intermareal de la laguna se caracterizan por la presencia del cangrejo cavador *Neohelice granulata*, que genera extensas zonas con densidades de hasta 60 cuevas por m², tanto en las planicies no vegetadas como las marismas (Iribarne et al., 1997; Botto y Iribarne, 2000).

El “Parque Atlántico Mar Chiquita” fue declarado Reserva Mundial de Biosfera MAB-UNESCO en abril de 1996. En febrero de 1999 fue también declarada Reserva Natural de Uso Múltiple por el gobierno provincial (Mangiarotti y Cañete, 2002). Finalmente, en abril de 2004 se constituyó el Comité de Gestión de la Reserva MAB, integrado por representantes de la población local, autoridades municipales e instituciones provinciales y nacionales (Laguné, 2004).

7-3 Bahía Blanca

El estuario de Bahía Blanca es un sistema costero mesomareal que ocupa un área aproximada de 2.500 km² (Melo, 2004). La porción norte del estuario está dominada por el Canal Principal, que tiene forma de embudo, y una longitud total de 61 km, su ancho varía desde 200 m en la cabecera a 3-4 km en la boca (Piccolo et al., 1997). El ambiente intermareal está dominado por extensas planicies de marea desprovistas de vegetación y marismas de *Sarcocornia perennis*, sobre todo en la zona más interna del estuario (Isaach et al., 2006). En el sector medio del Canal Principal es posible encontrar marismas de *Spartina alterniflora*, que han incrementado notablemente su superficie durante los últimos 40 años (Mazzon, 2009). Los terrenos ligeramente más elevados y, en general con suelos más arenosos, suelen ser ocupados por *Spartina densiflora* (Verettoni, 1961). Más allá del alcance de las mareas ordinarias aparecen formaciones vegetales dominadas por arbustos, pudiéndose diferenciar por lo menos dos grandes categorías de comunidades arbustivas: el matorral halófilo y la estepa arbustiva halófila (Lamberto, 1980). Especies típicas de estas formaciones son *Cyclolepis genistoides*, *Atriplex undulata*, *Lycium chilense*, *Heterostachys ritteriana* y *Allenrolfea patagonica* (Jumes), que también suelen acompañar a *Sarcocornia perennis* (Isaach et al., 2006). En un estrato más bajo aparecen especies herbáceas como *Cressa truxillensis*, *Frankenia juniperoides* y *Limonium brasiliensis* (Nebbia, 2005).

Una de las especies de aves más emblemáticas de la zona es la gaviota cangrejera (*Larus atlanticus*). Esta especie se encuentra amenazada y constituye uno de los objetivos principales de conservación de la Reserva Natural de Usos Múltiples Bahía Blanca, Bahía

Falsa y Bahía Verde, ya que se han encontrado colonias reproductivas en algunos sectores del estuario (Petracci et al., 2008). A pesar de la existencia de la reserva, toda la zona estuarial se encuentra bajo fuertes presiones antrópicas. A lo largo del Canal Principal se encuentra el sistema portuario de aguas profundas más importante del país (Cuadrado et al., 2007). Esto genera un impacto significativo sobre los ambientes naturales, debido a las actividades de dragado que mantienen la navegabilidad de los canales, los rellenos de zonas bajas y la transformación de la línea de costa, la actividad de un importante polo petroquímico y las descargas de aguas servidas de las ciudades de Bahía Blanca, Ing. White y Punta Alta (Simonetti y Fiori, 2008).

7-4 Bahía San Blas

La Bahía San Blas está ubicada en el extremo sur de la provincia de Buenos Aires, posee una superficie total de aproximadamente 4.000 km² y se extiende sobre 180 km de costa continental e insular (Fiori y Carbone, 2006). El complejo está limitado por acumulaciones de grava relacionadas con los niveles del mar durante el Holoceno (Rutter et al., 1989) y comprende la Isla Jabalí y los dos canales de marea someros que la separan del continente, denominados Arroyo Jabalí y Arroyo del Guanaco.

La Isla Jabalí es un inmenso depósito de rodados que conserva salinas y salitrales que son evidencias de su antigua posición submarina (Trebino, 1987). El arroyo Jabalí es un canal funcional que recibe los efectos de la marea, bordeado por planicies de marea formadas por sedimentos finos y vegetadas mayormente por *Spartina alterniflora*. El denominado arroyo del Guanaco se encuentra actualmente obstruido en su desembocadura en el Océano Atlántico por cordones de arena (Cuadrado y Gómez, 2010). Las áreas costeras de la bahía que están sujetas a la disponibilidad de arena son colonizadas por *Sarcocornia perennis*, que crece formando parches vegetados (Escapa et al., 2007).

En el área fue creada la Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía San Blas, que ha sido designada como un área importante para la conservación de las aves en Argentina e incluye especies consideradas amenazadas o vulnerables a nivel global como la Loica Pampeana (*Sturnella defilippi*), el ñandú (*Rhea americana*), el cardenal amarillo (*Gubernatrix cristata*) y el flamenco austral (*Phoenicopterus chilensis*) (Di Giácomo, 2005). Se encuentra además en la ruta migratoria del cauquén colorado (*Chloephaga rubidiceps*) y posiblemente sea utilizada como área de descanso para esta especie.

7-5 Río Negro

A lo largo de la provincia de Río Negro predominan las costas de acantilados de tipo sedimentario con plataformas de abrasión en su base denominadas restingas. Estas restingas alternan con playas de arena o de rodados y, en ciertos sectores, afloran rocas ígneas de mayor resistencia a la erosión. Intercaladas con los acantilados existen algunas zonas de playas arenosas, marismas y estuarios (Vinci, 2004).

Uno de los complejos más importantes en este sector de la costa es la denominada Marisma de Villarino, un banco de arena en la desembocadura del Río Negro. Las partículas de arena que se encuentran en ese sector provienen del delta de marea de inundación del estuario mesomareal del Río Negro. Las marismas más representadas son las dominadas por *Spartina densiflora* (656 ha), mientras que las marismas de *S. alterniflora* (47 ha) no son tan comunes (Isaach et al., 2006).

7-6 Bahía San Antonio

Se trata de una bahía de escasa profundidad con extensos intermareales fangosos, varios bancos arenosos e islotes, playas de canto rodado y dunas (Gelós et al., 1994). En esta zona, las marismas bajas están dominadas por *Spartina alterniflora*, mientras que las marismas altas son dominadas por *Sarcocornia perennis* (Isaach et al., 2006). La vegetación supramareal es de tipo arbustiva xerofítica y halófila, algunos de los géneros más representados son *Lycium*, *Atriplex*, *Spartina*, *Sarcocornia* y *Suaeda* (Yorio, 1998).

La Bahía San Antonio debido a su valor biológico y la gran cantidad de recursos que ofrece se encuentra bajo la jurisdicción del Área Natural Protegida Bahía San Antonio y de Reserva Internacional de la Red hemisférica de Reservas para Aves Playeras (RHRAP). En esta zona es posible encontrar nidificando a *Larus dominicanus*, *Haematopus palliatus*, *Nycticorax nycticorax*, *Sterna trudeaui*, *S. hirundinacea* y *Charadrius falklandicus*. Entre las especies migratorias se destacan *Calidris canutus*, *C. fuscicollis*, *C. alba*, *C. bairdii*, *Limosa haemastica*, *Puvialis dominica*, *P. squatarola*, *Tringa melanoleuca*, *T. flavipes* (Canevari et al., 1998).

7-7 Riacho San José

En el complejo denominado Riacho San José, ubicado al noreste de la provincia de Chubut, *Spartina alterniflora* es la especie dominante de las marismas bajas, que cubren un área de 180 ha. Las marismas altas, por su parte se extienden sobre aproximadamente 225 ha y están dominadas por *Sarcocornia perennis* (Isaach et al., 2006). En estas marismas altas las matas de *S. perennis* presentan hasta un 80% de cobertura y suelen estar asociada a especies como *Spartina densiflora*, *Limonium brasiliense* y algunas pertenecientes a los géneros *Atriplex* y *Suaeda* (Bortolus et al., 2009; Idaszkin et al., 2011).

7-8 Bahía Bustamante

Bahía Bustamante abarca un área de 12.18 ha, sobre una línea de costa de 0.8 km (Bortolus et al., 2009). En esta zona se encuentran playas bien desarrolladas, con extensiones de 5-6 km de largo y hasta 1 km de ancho. Estas playas están compuestas principalmente por grava arenosa y restos de conchas de moluscos, con características texturales y composicionales similares a los cordones litorales antiguos que aparecen a elevaciones mayores (Boltovskoy, 2007). Entre estas playas se encuentran cabos más pequeños y varias penínsulas de rocas volcánicas.

La bahía Bustamante presenta una alta energía litoral. La Caleta Malaspina, en cambio, se encuentra al sur de la bahía y se encuentra protegida por las Penínsulas Aristizábal y Gravina y algunas islas (Schellmann y Radtke, 2010). En este sector podemos encontrar praderas de macroalgas de interés comercial, como *Macrocystis pyrifera*, *Ulva sp.* y *Porphyra colombina*.

7-9 Punta Buque

Se trata una punta rodeada compuesta por islotes y restingas, ubicada en la provincia de Santa Cruz, al sur de la bahía de los Nodales. Se caracteriza por la alternancia de playas arenosas o de rodados y acantilados. La marisma en este sector está dominada

por *Sarcocornia perennis*, comprendiendo un área de 265 ha (Bortolus et al., 2009). En la zona supramareal hay comunidades arbustivas, con especies entre las que se destacan *Senecio filaginoides*, *Nardophyllum obtusifolium*, *Berberis heterophylla* y *Atriplex sagittifolia*. En el submareal crecen bosques de *Macrocystis pyrifera* y praderas de *Gigartina skottsbergii* y *Porphyra* sp. (Canevari et al., 1998).

7-10 San Julián

En la Provincia de Santa Cruz se encuentra la bahía de San Julián, que corresponde a una laguna costera limitada principalmente por el movimiento diferencial de bloques tectónicos. La marisma está dominada por *Sarcocornia perennis* y ocupa un área de 1369 ha, abarcando 17 km de costa (Bortolus et al., 2009). A mayor elevación la vegetación es arbustiva, se puede observar la presencia de *Suaeda argentinensis* y de *Atriplex sagittifolia*. Inundados permanentemente hay bosques de *Macrocystis pyrifera* (Canevari et al., 1998). Se han detectado procesos de erosión en el margen sudeste de la marisma y de acreción en el sector norte cercano a la localidad San Julián (Isla et al., 2010).

7-11 Punta Loyola

Punta Loyola está ubicada en la boca del estuario de Río Gallegos, al sur de la provincia de Santa Cruz y cerca de la ciudad de Río Gallegos (Ferrari et al., 2002). El ancho del estuario es de 8 km en la boca, pero llega a 800 m en la cabecera. La profundidad varía entre aproximadamente 25 m en el canal de entrada y unos pocos metros en los canales internos, cerca de las planicies de marea (Perillo et al., 1996). En la boca del estuario, el rango de la marea es de 9,5 m en las mareas de sicigia y de 5.4 m en las mareas de cuadratura. El banco sur del estuario es bajo, con una planicie de marea extensa atravesada por canales y en las áreas intermareales presenta marismas y salinas. En el banco norte, en cambio, hay acantilados rocosos de 80-129 m altura (Ferrari et al., 2002).

Las marismas se encuentran dominadas por *Sarcocornia perennis*, llegando a abarcar un área importante del estuario (Bortolus et al., 2009). *Puccinellia biflora* es una típica especie acompañante en las marismas de *S. perennis*. Especies comunes en sectores menos inundados son *Frankenia chubutensis*, *Limonium brasiliense*, *Atriplex aff. macrostyla*, *Puccinellia glaucescens* y *Suaeda argentinensis*, marcando la transición a los matorrales halófilos de *Lepidophyllum cupressiforme* (Collantes y Faggi, 1999).

7-12 San Sebastián

La Bahía de San Sebastián, en la costa atlántica de Tierra del Fuego, es una bahía semicircular de origen glacial que se generó durante el Pleistoceno y fue remodelada por el mar durante la transgresión del Holoceno. Desde el punto de vista hidrodinámico, se trata de un ambiente macromareal, con mareas extraordinarias de hasta 10.4 m que determinan corrientes que superan los 2 nudos en la entrada de la bahía (Isla et al., 2005).

Abarca un sector de aproximadamente 55 km de largo por 40 km de ancho, en el que es posible distinguir diferentes ambientes, incluyendo marismas, cordones de grava, cheniers, planicies y canales de marea (Bujalesky, 2007).

En los suelos periódicamente inundados, muy arcillosos y salinos, la marisma está dominada por *Sarcocornia perennis*, que puede estar acompañada por *Puccinellia biflora*. En zonas menos inundadas, en cambio, se puede encontrar *Frankenia chubutensis*,

Limonium brasiliense, *Atriplex* aff. *Macrostyla*, *Puccinella glauca* y *Suaeda argentinensis*. *Lepidophyllum cupressiforme* (mata verde) crece en terrazas fluviales y bordes de laguna, formando matorrales halófilos. Entre las matas se desarrollan otras halófilas como *Puccinellia mendozina*, *Poa ibari* y *Senecio miser*. La disposición espacial de las especies está fuertemente controlada por la dirección de los vientos dominantes. Mientras que *L. cupressiforme* es capaz de colonizar la parte superior (a barlovento), las gramíneas ocupan las posiciones a sotavento. Sobre antiguas planicies de marea se encuentran los pastizales de *Puccinellia*, dominados por *P. magellanica*, *P. biflora* y *S. perennis*. La bahía de San Sebastián constituye la parte más importante de la Reserva Costa Atlántica Tierra del Fuego, que es a su vez el sitio Ramsar más austral del mundo (Gobierno de la Pcia. de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur, 1995).

REFERENCIAS

- Adam P. 1990. *Saltmarsh Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Allen J.R.L. 2000. Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coasts of Europe. *Quatern. Sci. Rev.* 19: 1155-1231.
- Armstrong W. 1979. Aeration in higher plants. *Adv. In Bot. Res.* 7: 225-332.
- Ayres D.R., Smith D.L., Zaremba K., Klotz S., Strong D.R. 2004. *Biological Invasions* 6: 221-231.
- Ayres D.R., Strong D.R. 2001. Origin and genetic diversity of *Spartina anglica* C.E. Hubbard (Poaceae). *Am. J. of Botany* 88: 1863-1867.
- Beetink W.G. 1977. The Coastal Salt Marshes of Western and Northern Europe: An Ecological and Phytosociological Approach. *En: Wet Coastal Ecosystems*, V. Chapman (ed.) New York, Elsevier Scientific Publishing Co. 1: 109-155.
- Bertness M.D. 1991. Zonation of *Spartina patens* and *Spartina alterniflora* in a New England salt marsh. *Ecology* 72: 138-148.
- Bertness M.D., Callaway R.M. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 191-193.
- Bertness M.D., Wikler K., Chalko T. 1992. Flood tolerance and the distribution of *Iva frutescens* across New England salt marshes. *Oecologia* 91: 171-178.
- Bertness M. D., Trussell G. C., Ewanchuk P. J., Silliman B.R. 2002. Do alternate stable community states exist in the Gulf of Maine rocky intertidal zone? *Ecology* 83: 3434-3448.
- Bertness M.D., Ellison A.E. 1987. Determinants of pattern in a New England salt marsh plant community. *Ecological Monographs* 57: 12-147.
- Boltovskoy D. 2007. Atlas de Sensibilidad Ambiental de la Costa y el Mar Argentino. <http://atlas.ambiente.gov.ar>
- Bortolus A., Schwindt E., Bouza P.J., Idaszkin Y.L. 2009. A characterization of Patagonian salt marshes. *Wetlands* 29: 772-780.
- Botto F., Iribarne O. 2000. Contrasting effects of two burrowing crabs (*Chasmagnathus granulata* and *Uca uruguayensis*) on sediment composition and transport in estuarine environments. *Est. Coast. Shelf Sci.* 51: 141-151.
- Bockelmann A.M., Neuhaus R. 1999. Competitive exclusion of *Eljynnus athericius* from a high-stress habitat in a European salt marsh. *J. of Ecology* 87: 503-513.
- Bouchard V., Digaire F., Lefeuvre J.C., Guillon L.M. 1995. Progression des prés salés à l'ouest du Mont-Saint-Michel entre 1984 et 1994. *Mappemonde* 4: 28-34.
- Brinson M.M. 1993b. A hydrogeomorphic classification for wetlands. *Technical Report WRP-DE-4. US Army Corps of Engineers*, Washington, DC.
- Brinson M. M., Kruczynski, W., Lee, L. C., Nutter, W. L., Smith, R. D., Whigham D. F. 1994. Developing an approach to assessing the functions of wetlands. *Global Wetlands* 615-624.
- Brinson M., Malvárez A.I. 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Env. Cons.* 29: 115-133.
- Brooker R.W., Callaghan F.V. 1998. The balance between positive and negative interactions and its relationship to environmental gradients: a model. *Oikos* 81: 196-201.
- Bruno J.F., Stachowicz J.J., Bertness M.D. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 119-125.
- Bujalesky G.G. 2007. Coastal geomorphology and evolution of Tierra del Fuego (Southern Argentina). *Geologica Acta* 5: 337-362.

- Cabrera A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. *En: Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, Parodi (ed.). T.2, Fasc.2. ACME. Bs. As, Argentina. 95 pp.
- Cabrera A.L., Willink A. 1973. Biogeografía de América Latina, serie de biología, monografía nº 13. Programa regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, O.E.A., Washington, DC.
- Cagnoni M. 1999. Espartillares de la costa bonaerense de la República Argentina. Un caso de humedales costeros. *En: Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*, I. Malvarez (ed.), MAB, UNESCO. 51-67.
- Cagnoni M., Faggi A.M. 1993. La vegetación de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú. *Parodiana* 8: 101-112.
- Callaway R.M., Walker L.R. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78: 1958-1965.
- Callaway R.M., Pugnaire F.I. 1999. Facilitation in plant communities. *En: Handbook of Functional Plant Ecology*, Pugnaire y Valladares (eds.). Marcel Dekker. New York, NY:
- Callaway R. M., Brooker R. W., Choler P. 2002. Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* 417: 844-848.
- Canevari P., Blanco D., Bucher E., Castro G., Davidson I. 1998. Los humedales de la Argentina: Clasificación, situación actual, conservación y legislación. *Wetlands International* 46: 208 pp.
- Carol E., Kruse E., Vera F. 2009. Caracterización hidrogeoquímica del sector central y norte del humedal de la Bahía de Samborombón. VI Congreso Argentino de Hidrogeología. Santa Rosa, La Pampa, Argentina.
- Cavallotto J.L., Violante R.A., Parker G. 2004. Sea-level fluctuations during the last 8600 years in the de la Plata River (Argentina). *Quaternary International* 114: 155-165.
- Chapman V. J. 1960. Salt Marshes and Deserts of the World. New York: Intersciences. Pp. 392.
- Chmura, G., Chase P., Bercovitch J. 1997. Climatic Controls of the Middle Marsh Zone in the Bay of Fundy. *Estuaries* 20: 689-699.
- Clements F.E. 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. *Carnegie Institution*. 242pp.
- Collantes M.B., Faggi A.M. 1999. Los humedales del sur de Sudamérica. *En: Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*, A.I. Malvárez (ed.). UNESCO, Montevideo, Uruguay. 228pp.
- Coleman J. M., Roberts H.H. 1989. Deltaic coastal wetlands. Coastal lowlands, geology and geotechnology. *Proc. KNGMG symposium, The Hague, 1987*: 1-24.
- Colmer T.D. 2003. Long-distance transport of gases in plants: a perspective on internal aeration and radial oxygen loss from roots. *Plant, Cell and Environment* 26: 17-36.
- Costa C.S.B. 1997. Tidal marshes and wetlands. *En: Subtropical convergence environments: the coast and sea in the warm-temperate southwestern Atlantic*, U. Seeliger, C. Odebrecht, J. P. Castello (eds.). Springer-Verlag, Berlin. Pp 24-26.
- Costa C.S.B., Marangoni, J.C. Azevedo A.M.G. 2003. Plant zonation in irregularly flooded salt marshes: relative importance of stress tolerance and biological interactions. *J. of Ecol.* 91: 951-65.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 353-360.
- Cowardin R.M., Carter V. Golet F.C., LaRoe E.T. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. *USDI Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-79/31*. 103 pp.
- Cronk J. K. , Fennessy M.S. 2001. Wetland Plants: Biology and Ecology. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA. 462 pp.
- Cuadrado D., Gómez E. 2010. Geomorfología y dinámica del Canal San Blas, Provincia de Buenos Aires. *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis* 17: 3-16.
- Dadon J.R., Matteucci S.D. 2006. Caracterización de las grandes regiones costeras de la Argentina. *En: Manual de manejo costero para la Provincia de Buenos Aires*, Isla y Carlos (eds). Editorial Universitaria de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina. Pp 11-39.
- Dansereau P., Segadas-Vianna F. 1952. Ecological study of the peat bogs of eastern North America. *Canadian Journal of Botany* 30: 490-520.
- Darmody R.G. 1975. Reconnaissance survey of the tidal marsh soils of Maryland. *Thesis, University of Maryland*, College Park, Maryland, USA.
- Darmody R.G., Foss J.E. 1979. Soil-landscape relationships of the tidal marshes of Maryland. *Soil Science Society of America Journal* 3: 534-541.
- Di Giácomo A.S. 2005. Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. *Temas de Naturaleza y Conservación*, 5: 1-514. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata. Buenos Aires.

- Dionne J.C. 1989. An estimate of shore ice action in a *Spartina* tidal marsh, St. Lawrence Estuary, Quebec, Canada. *J. Coast. Res.* 2: 281-293.
- Doody J.P. 1992. The conservation of British saltmarshes. *En: Saltmarshes: Morphodynamics, Conservation and Engineering Significance*, Allen y Pye (eds). Cambridge University Press. Cambridge, UK. 184 pp.
- Dugan P. 1993. *Wetlands in Danger*. Oxford University Press. New York.
- Escapa M., Minkoff D.R., Perillo G.M.E., Iribarne O. 2007. Direct and indirect effect of burrowing crab *Chasmagnathus granulatus* activities on erosion of southwest Atlantic Sarcocornia-dominated marshes. *Limnol. Oceanogr.* 52: 2340-49.
- Fasano J.L., Hernandez M.A., Isla F.I., Schnack E.J. 1982. Aspectos evolutivos y ambientales de la laguna Mar Chiquita (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Oceanologica Acta* N° Sp.: 285-292.
- Ferrari, S., Albrieu C., Gandini P. 2002. Importance of the Rio Gallego Estuary, Santa Cruz, Argentina for migratory shorebirds. *Wader Study Group Bull.* 9: 35-40.
- Fiori S.M., Carbone M.E. 2006. Los ambientes naturales de la Reserva de Usos Múltiples Bahía San Blas. *Actas de las IV Jorn. Interdisc. del S.O. Bonaerense. Bahía Blanca*. EDIUNS. 2: 97-103.
- Flowers T.J., Colmer T.D.. 2008. Salinity tolerance in halophytes. *New Phytologist* 179: 945-963.
- Gelós E.M., Spagnuolo R.A., Schillizzi R., Gómez E. 1994. Textura y mineralogía de los sedimentos de playa entre San Antonio Oeste (Río Negro) y Puerto Lobos (Chubut). *R.A.G.A.* 49: 85-92.
- Gobierno de la Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur. 1995. Reserva Costa Atlántica de Tierra del Fuego. Ed. R.Manriquez. Secr. de Planeamiento, Ciencia y Tecnología. Dirección de Protección Ambiental, Sistema de Áreas Naturales Protegidas.
- Grime J.P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242: 344-347.
- Haering K.C., Rabenhorst M.C., Fanning D.S. 1989. Sulfur speciation in Chesapeake Bay Tidal Marsh Soils. *Soil Science Society of America Journal* 53: 500-505.
- Holmer M. 2009. Productivity and biogeochemical cycling in seagrasses ecosystems. *En: Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach*, Perillo, Wolanski, Cahoon, Brinson (eds.). Elsevier Science. Amsterdam. Pp. 377-402.
- Hutchinson G.E. 1975. A Treatise on Limnology. Vol. 3. *Limnological Botany*. John Wiley. New York.
- Idaszquin Y.L., Bortolus A., Bouza P.J. 2011. Ecological processes shaping Central Patagonian saltmarsh landscape. *Austral Ecology* 36: 59-67.
- Iribarne O., Bortolus A., Botto F. 1997. Between-habitats differences in burrow characteristics and trophic modes in the south western Atlantic burrowing crab *Chasmagnathus granulata*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 155: 132-145.
- Isacch J., Costa C., Rodriguez-Gallego L., Conde, D., Escapa, M., Gagliardini, D., Iribarne.O. 2006. Distribution of salt marsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the south-west Atlantic coast. *J. of Biogeography* 33: 888-900.
- Isla F.I. 1989. Holocene sea-level fluctuation in the southern hemisphere. *Quat. Sci. Rev.* 8: 359-368.
- Isla F.I., Bujalesky G.G., Galasso, M. L., De Francesco C.G. 2005. Morphology, grain-size and faunistic composition of the macrotidal beaches of Tierra del Fuego. *R.A.G.A.* 60: 435-445.
- Isla F.I., Espinosa M., Gerpe M.S., Iantanos N., Menone M.L., Miglioranza K.S.B., Ondarza P.M., Gonzalez M., Bértola G., Aizpún J.E., Moreno V.J. 2010. Patagonian salt marshes: the soil effects on the NDVI response. *Thalassas* 26: 23-31.
- Jacobson Jr. G. L., Jacobson J.H.A. 1989. An inventory of distribution and variation in salt marshes from different settings along the Maine coast. *En: Neotectonics of Maine* Anderson y Borns Jr., (eds.). Pp. 69-83.
- Josselyn M. 1983. The ecology of San Francisco Bay tidal marshes: a community profile. *U.S. Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-83/23*, Washington, D.C.
- Keddy P.A. 1983. Shoreline vegetation in Axe Lake, Ontario: effects of exposure on zonation patterns. *Ecology* 64: 331-344.
- Keddy P.A. 2000. *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Laguné F. 2004. Acta constitutiva del Comité de Gestión de la Reserva de Biosfera Parque Atlántico Mar Chiquita. Mar Chiquita, 23 de abril de 2004.
- Lamberto S.A. 1980. Vegetación de la Hoja I.G.M. 3963-17 Bahía Blanca. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina
- Langlois E., Bonis A., Bouzillé J.B.. 2003. Sediment and plant dynamics in saltmarshes pioneer zone: *Puccinellia maritima* as a key species? *Est.Coast. Shelf Sci.* 56: 239-249.
- Maestre F.T., Valladares, F., Reynolds J.F.. 2005. Is the change of plant-plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. *J. of Ecol.* 93: 748-757.

- Mangiarotti J. y Cañete R. 2002. Informe del Servicio de Guardaparques de la Reserva Natural Mar Chiquita. marchiquitadigital.com.ar, junio 2002.
- Mazzon C. 2009. Evaluación de cambios recientes en la distribución de humedales costeros en el estuario de Bahía Blanca. *Tesina de Licenciatura*. Dpto. B.B.y F., U.N.S., Bahía Blanca, Argentina.
- McKee K. L. y Patrick Jr. W.H. 1988. The relationship of smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) to tidal datums: a review. *Estuaries* 11: 143–151.
- Melo W.D. 2004. Génesis del estuario de Bahía Blanca: Relación morfodinámica y temporal con su cuenca hidrográfica. *Tesis doctoral en Geografía*. Depto. de Geografía, U.N.S. Bahía Blanca, Argentina.
- Mitsch W.J. y Gosselink J.G. 2000. Wetlands, 3rd ed. John Wiley & Sons, New York, NY.
- Mitsch W.J. y Gosselink J.G. 2007. Wetlands, 4th ed. John Wiley & Sons, New York, NY.
- Moscatelli N.G. y Scoppa. O.C. 1996. Características hidroedáficas de la Pampa Deprimida. Coloquio Internacional sobre hidrología de grandes llanuras. I.N.T.A. Castelar. Buenos Aires, Argentina.
- Nebbia A.J. 2005. Evaluación del potencial de distintos sectores del Partido de Bahía Blanca para el establecimiento de áreas naturales protegidas. Tesis doctoral en Biología, Depto. de B.B.yF., U.N.S., Bahía Blanca, Argentina.
- Oertel G.F., Wong G.T.F., Conway J.D. 1989. Sediment accumulation at a fringe marsh during transgression, Oyster, Virginia. *Estuaries* 1: 18-26.
- Pennings S.C., Callaway R.M. 1992. Salt marsh zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecology* 73: 681-690.
- Perillo G.M.E. 1995. Definition and geomorphologic classifications of estuaries. *En: Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*, Development in Sedimentology Perillo (ed.). 53, Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Perillo G.M.E., Ripley M.D., Piccolo M.C., Dyer K.R. 1996. The formation of tidal creeks in a salt marsh: new evidence from the Loyola bay saltmarsh, Río Gallegos Estuary, Argentina. *Mangroves and Salt Marshes* 1: 37-46.
- Petracci P.F., Sotelo M.R., Díaz L.I. 2008. Nuevo registro de nidificación de la gaviota cangrejera (*Larus atlanticus*) en la Reserva Natural Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde, Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 23: 37-40.
- Piccolo M.C., Perillo G.M. 1997. Geomorfología e hidrología de los estuarios. *El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros* 1: 133-161.
- Pickett S.T.A., White P.S. 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press. Orlando, FL.
- Pratolongo P., Kandus P., Brinson M. M. 2007. Net aboveground primary production and soil properties of a floating and an attached marsh in a freshwater tidal delta. *Estuaries and Coasts* 30: 618-626.
- Pratolongo P., Kirby J.R., Plater, A., Brinson M.M. 2009. Temperate coastal wetlands: morphology, sediment processes, and plant communities. *En Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach*, Perillo, Wolanski, Cahoon y Brinson (eds.). Elsevier. Pp. 89-118.
- Rabenhorst M.C. 1997. The chrono-continuum: An approach to modelling pedogenesis in marsh soils along transgressive coastlines. *Soil Science* 162: 2-9.
- Rabenhorst M.C. 2000. Soils of tidal and fringing wetlands. *En: Wetland Soils: Their Genesis, Morphology, Hydrology, Landscapes, and Classification*, Richardson, Vepraskas (eds.) CRC Press, Boca Raton, FL.
- Ranwell D.S. 1972. Ecology of salt marshes and sand dunes. Chapman & Hall. London; 258p.
- Redfield A.C. 1972. Development of a New England salt marsh. *Ecological Monographs* 42: 201-237.
- Rodwell J.S. 1995. British Plant Communities. Volume 4. Aquatic communities, swamps and tall-herb fens. Cambridge University Press. Cambridge, U.K.
- Rostami K., Peltier W.R., Mangini A. 2000. Quaternary marine terraces, sea-level changes and uplift history of Patagonia, Argentina: comparisons with predictions of the ICE-4G (VM2) model of the global process of glacial isostatic adjustment. *Quat. Sci. Rev.* 19: 1495-1525.
- Rutter N., Schnack E.J., Fasano J.L., Isla F.I., Del Rio L., Radtke U. 1989. Correlation and dating of Quaternary littoral zones along the Patagonian coast, Argentina. *Quat. Sci. Rev.* 8: 213-234.
- Saltonstall K. 2002. Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis* into North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99: 2445-49.
- Schellmann G., Radtke U. 2010. Timing and magnitude of Holocene sealevel changes along the middle and south Patagonian Atlantic coast derived from beach ridge systems, littoral terraces and valley-mouth terraces. *Earth Science Reviews* 103: 1-30.
- Simenstad C.A., Thom R.M. 1995. *Spartina alterniflora* (Smooth cordgrass) as an invasive halophyte in Pacific Northwest estuaries. *Hortus Northwest* 6: 38-40.

- Simonetti P., Fiori S.M.. 2008. *En: Ambientes y recursos naturales de Sudoeste Bonaerense: producción, contaminación y conservación*, Cazzaniga y Arelovich (eds.). Actas de las V Jorn. Interdiscipl. del S.O. Bonaerense. EDIUNS. Bahía Blanca, Pp. 473-483.
- Shaw S.P., Fredine C.G. 1956. Wetlands of the United States: Their Extent and Their Value to Waterfowl and Other Wildlife. *U.S. Fish and Wildlife Service*, Washinton, DC. Circular 39.
- Smith R.D. Ammann A., Bartoldus C., Brinson M.M. 1995. An approach for assessing wetland functions using hydrogeomorphic classification, reference wetlands, and functional indices. Technical Report WRP-DE-9.US Army Corps of Eng. Waterways Exp. St. Vicksburg, M.S. 88pp.
- Snow A.A., Vince S.W. 1984. Plant zonation in an Alaskan salt marsh II: an experimental study of the role of edaphic conditions. *Journal of Ecology* 72: 669-84.
- Spence D.H.N. 1982. The zonation of plants in freshwater lakes. *Adv. Ecol. Res.* 12: 37-125.
- Steers J. A. 1977. Physiography. *En: Ecosystems of the World 1. Wet Coastal Ecosystems*, V.J. Chapman (ed.). Elsevier. Amsterdam. Pp. 31-60.
- Stevenson J.C., Ward L.G., Kearney M.S 1986. Vertical accretion in marshes with varying rates of sea level rise. *En: Estuarine Variability*. Wolfe (ed.). Acad. Press, San Diego. Pp. 241-59.
- Tilman D. 1988. Plant Strategies and the Dynamics and Structure of Plant Communities. Princeton University Press. Princeton, NJ.
- Tourenq C., Bennett R.E., Kowalski H., Vialet E., Lucchesi J., Kayser Y., Isenmann P. 2001. Are ricefields a good alternative to natural marshes for waterbird communities in the Camargue, southern France?. *Biological Conservation* 100: 335-343.
- Trebino L.G. 1987. Geomorfología y evolución de la costa en los alrededores del pueblo de San Blas, provincia de Buenos Aires. *R.A.G.A.* 42: 9-22.
- Valéry L., Bouchard V., Lefeuvre J. C. 2003. Impact of the invasive native species *Elymus athericus* on carbon pools in a salt marsh. *Wetlands* 24: 268-276.
- van der Walk A.G. 1981. Succession in wetlands: a Gleasonian approach. *Ecology* 62: 688-96.
- van Proosdij D., Ollerhead J., Davidson-Arnott R.G.D., Schostak L.E.. 1999. Allen creek marsh, Bay of Fundy: a macro-tidal coastal saltmarsh. *The Canadian Geographer* 43: 316-322.
- Vella C., Fleury T.J., Raccasi G., Provansal M., Sabatier F., Bourcier M. 2005. Evolution of the Rhone delta plain in the Holocene. *Mar. Geol.* 222-223: 235-265.
- Verettoni H.N. 1961. Las asociaciones halófilas del Partido de Bahía Blanca. *Edición de la autora*. Bahía Blanca, Argentina. 105 pp.
- Vinci M.C. 2004. Los humedales de la costa patagónica de la Provincia de Río Negro. *En: documentos del curso-taller Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina*, Malvárez, Bó (eds.). FCEYN-UBA; RAMSAR; USFWS; USDS. Buenos Aires.
- Violante R., Parker G., Cavallotto J. 2001. Evolución de las llanuras costeras del este bonaerense entre la bahía de Samborombón y la laguna de Mar Chiquita durante el Holoceno. *R.A.G.A.* 56: 51 -66.
- Volpedo A.V., Yunes Nuñez T., Fernández Cirelli A. 2005. El humedal mixohalino de Bahía Samborombón: conservación y perspectivas. *En Humedales Fluviales de América del Sur. Hacia un manejo sustentable*. Ediciones Proteger - UICN: 89-110.
- Yorio P.M. 1998. Zona Costera Patagónica. *En: Los humedales de la Argentina, Clasificación, situacoin actual conservación y legislación*, Canervari, Blanco, Bucher, Castro y Davidson (eds). Wetlands International - Secr. Rec.Nat.y Des.Sust. Buenos Aires. Pp. 137-167.

CAPÍTULO 5

BIODIVERSIDAD EN ESTUARIOS

Silvia G. De Marco, Jerónimo Pan , Sergio Bassini, Micaela Vallina.

INTRODUCCIÓN

La diversidad biológica comprende las diferentes formas y variedades en que se manifiesta la vida en el planeta Tierra, es decir, desde los seres vivos (organismos biológicos) hasta los ecosistemas (las unidades del paisaje que integran al ambiente con las comunidades biológicas). El concepto biodiversidad (que surge de la conjunción de los términos diversidad biológica) ha sido introducido hace unas pocas décadas para hacer referencia a distintos niveles de la variedad biológica en el planeta. La biodiversidad representa entonces la variedad de la vida en todos los niveles jerárquicos, desde los genes hasta los ecosistemas (Wilson, 1988).

De acuerdo con el Convenio de las Naciones Unidas sobre Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica (Convenio sobre Diversidad Biológica de las Naciones Unidas, 1992), la biodiversidad es: *“la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas”* (Xercavins et al., 2005). De esta definición surge que el concepto biodiversidad contempla varios niveles de organización. Así, es posible mencionar los tres componentes (o niveles de abordaje conceptual) de la biodiversidad (González Barberá y López Bermúdez, 2000):

La diversidad genética: hace referencia a las frecuencias y variantes de los genes que existen dentro del acervo genético de una misma especie biológica.

La diversidad específica: se refiere a la variedad de las especies, las unidades biológicas constituidas por los organismos similares entre sí con capacidad de intercambio genético.

La diversidad ecológica: se refiere a la variedad de sistemas ecológicos, los que incluyen las biocenosis (las comunidades biológicas) y sus biotopos (hábitats). Consiste en la diversidad de los sistemas naturales en los que las comunidades de organismos son interdependientes y evolucionan conjuntamente con las características de los biotopos (clima, relieve, topografía, litología, geomorfología, suelos y agua).

Así entonces, el concepto biodiversidad es de amplio alcance e incluye los tres niveles mencionados; recapitulando, biodiversidad es la variedad de la vida en nuestro planeta, que incluye tanto la diversidad dentro de cada especie biológica, las diferentes especies de seres vivos y el aporte relativo de cada una al ecosistema, así como la variedad de los ecosistemas en el planeta. Es un concepto que no sólo hace referencia a los ecosistemas y sus componentes vivos, sino que también involucra una dimensión espacio-temporal definida, resultante de complejas interacciones entre especies, involucradas en procesos de selección natural, adaptación mutua y evolución, en contextos ecológicos variables que los mantienen en funcionamiento.

Sin embargo, la utilización más frecuente del término biodiversidad está relacionada con la variedad de especies en un ecosistema, área o región. Desde este enfoque, la biodiversidad está compuesta por dos elementos conceptuales: la riqueza específica y la

equitatividad (o uniformidad) (Moreno, 2001). La riqueza específica hace referencia al inventario de las especies de un ecosistema. Por su parte, la equitatividad o uniformidad refiere al aporte relativo o abundancia de cada especie en un ecosistema.

Por otra parte, y desde otro enfoque, la diversidad de especies puede evaluarse en tres niveles (Marrugan, 1989; Moreno, 2001; Fernández-Núñez, 2007):

La biodiversidad alfa (α), se define como el número de especies de una comunidad, área o región en particular. La biodiversidad alfa (α) de una región presupone el conocimiento completo de todos los taxones que la integran.

En cambio, la biodiversidad beta (β) o diversidad entre hábitats, consiste en el grado de reemplazo de especies a través de gradientes ambientales (Whittaker, 1972, 1977), entre comunidades o entre hábitats.

La biodiversidad gamma (γ) (Whittaker, 1972), por su parte, se refiere a la biodiversidad a gran escala espacial, esto es, la biodiversidad de un espacio regional (ecorregión, región biogeográfica o país). Se expresa como el número de taxones de una región.

A diferencia de la diversidad alfa (α) y gama (γ) que pueden ser medidas fácilmente en función del número de especies, la medición de la diversidad beta (β) se basa en proporciones o diferencias (Marrugan, 1989) que pueden ser evaluadas mediante índices de similitud o disimilitud a partir de datos de presencia/ausencia. A menor porcentaje de similitud entre comunidades, mayor diversidad beta (β) (Hernández-Ibarra, 2005). La biodiversidad beta (β) puede ser usada para la identificación de “*hot spots*”, literalmente “puntos calientes”, o áreas de interés en cuanto a la heterogeneidad que concentran (Beierkuhnlein, 2000). Se puede decir que tanto la biodiversidad alfa (α), como la beta (β) son conceptos de biodiversidad a nivel ecosistémico.

El valor multidimensional de la biodiversidad

La biodiversidad de genes, especies, ecosistemas y, en definitiva, del planeta todo, constituye un capital de enorme valor económico, ético, científico, ecológico y socio-cultural (González Barberá y López Bermúdez, 2000).

Numerosos estudios indican un papel fundamental de la biodiversidad en el control y la modulación de las funciones y estabilidad ecosistémicas (Emmerson et al., 2001; Singh, 2002, Hooper et al., 2005). A modo de ejemplo, cuanto mayor es la biodiversidad en un ecosistema, este resulta ser más eficiente en la remoción de nutrientes, y las comunidades biológicas que lo componen poseen una mayor oportunidad de nichos ecológicos (Cardinale, 2011).

Una perspectiva reciente, surgida dentro del contexto de las políticas ambientales tratadas en la Cumbre de la Tierra de Río de Janeiro en 1992, es la del “enfoque ecosistémico” (*ecosystem approach*), el cual aspira a tratar cuestiones inherentes al funcionamiento y manejo de los ecosistemas desde una perspectiva holística e integradora (Beaumont et al., 2007). En tal sentido, el concepto de servicios ecosistémicos es pilar de este enfoque, y facilita su aplicación a las cuestiones de manejo. Los servicios ecosistémicos son aquellas propiedades que benefician directa o indirectamente a las empresas humanas (Hooper et al., 2005). Los servicios ecosistémicos han sido categorizados como (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005; Beaumont et al. (2007):

- Servicios de producción (e.g., la provisión de alimento y materias primas)
- Servicios de regulación, aquellos que surgen de la regulación de los procesos ecosistémicos (e.g., la regulación del clima y de la composición gaseosa de la atmósfera,

la prevención de perturbaciones ambientales, la disponibilidad de agua, la asimilación de desechos, la biorremediación del ambiente y el control biológico, entre otros (Singh, 2002)

- Servicios culturales, aquellos beneficios no-materiales (e.g., el patrimonio cultural; actividades de recreación y esparcimiento dentro de los ecosistemas)
- Servicios de soporte, es decir aquellos que son necesarios para la producción de todos los otros servicios ecosistémicos (e.g., la resiliencia y resistencia de los ecosistemas, el reciclado de nutrientes).

Esta clasificación no es excluyente, ya que un determinado proceso puede pertenecer a más de una categoría.

La biodiversidad influye sobre numerosos servicios ecosistémicos y consecuentemente, su reducción puede afectarlos (Héctor y Bagchi, 2007). Numerosos trabajos (teóricos y experimentales) se han abocado a estudiar y hasta cierto punto predecir los posibles efectos que los cambios en la biodiversidad tendrían sobre las propiedades de los ecosistemas (Hooper et al., 2005).

Es posible hacer referencia a la diversidad funcional, en términos de las funciones que desempeñan un conjunto de organismos en un ecosistema. Los tipos funcionales (un concepto análogo al de gremio, propio de la ecología de comunidades animales, y al de nicho ecológico) se refieren a las funciones que ciertos grupos de organismos realizan en el ecosistema (e.g., los organismos suspensívoros que se alimentan de material particulado en suspensión en los estuarios). Las propiedades del ecosistema incluyen las dimensiones de sus distintos componentes/compartimentos y las tasas de los procesos operantes. En el contexto del funcionamiento de los ecosistemas y la relación con la biodiversidad, se ha llegado a las siguientes conclusiones generales (Hooper et al., 2005):

Las características funcionales de las distintas especies influyen marcadamente las propiedades de los ecosistemas.

Algunas propiedades ecosistémicas son, en principio, insensibles a la pérdida de especies, ya sea porque (a) los ecosistemas poseen múltiples especies que llevan a cabo roles funcionales similares y/o presentan patrones análogos de uso de los recursos (complementariedad de especies); (b) algunas especies pueden contribuir relativamente poco a las propiedades funcionales del ecosistema; o (c) las propiedades del ecosistema pueden estar principalmente controladas por las condiciones abióticas del ambiente.

El funcionamiento ecosistémico puede ser potenciado por un incremento en la diversidad; un mecanismo para ello implica que la riqueza específica o funcional puede generar un aumento en algunas propiedades del ecosistema, a través de interacciones positivas entre las especies, la complementariedad de especies y la facilitación ecológica.

La composición de especies de un ecosistema regula la susceptibilidad del mismo ante la invasión por especies exóticas.

La existencia de un rango de especies que responde de forma diferencial a las perturbaciones ambientales puede conllevar a una estabilización de los procesos ecosistémicos en respuesta a disturbios y variaciones en las condiciones abióticas.

Un incremento en la diversidad conlleva a una disminución en la variabilidad de las propiedades ecosistémicas, bajo aquellas condiciones en las que las especies responden asincrónicamente a la variación temporal de las condiciones ambientales.

Por otra parte, las respuestas de las propiedades ecosistémicas a la variación de la composición y diversidad de organismos consumidores son más complejas que en los casos en los que sólo se varía la diversidad de los productores primarios. Por ejemplo, en los ecosistemas acuáticos, cambios en el número y composición de especies en los niveles

tróficos superiores (que en general tienen menor diversidad y por lo tanto, menor complementariedad de especies) conllevan a cambios marcados en la composición de la comunidad y productividad de los niveles tróficos inferiores (Hooper et al., 2005).

En síntesis, la pérdida de biodiversidad puede afectar las funciones y los servicios de los ecosistemas (Héctor y Bagchi, 2007).

La biodiversidad en números

Una pregunta que se les suele realizar a los científicos vinculados al tema y que en principio puede interpretarse como una forma de cuantificación grosera de la biodiversidad, es ¿cuántas especies hay en el planeta? Esta pregunta no tiene una respuesta precisa. En efecto, la cantidad de especies en el planeta podría comprender entre 5 y 50 millones (Singh, 2002). Sin embargo, los números son meras especulaciones, ya que se estima la biodiversidad total del planeta en relación con las especies ya identificadas. Por otra parte, y a pesar de los esfuerzos científicos, no resulta posible acceder a un resultado satisfactorio, ya que las especies no sólo se han extinguido en el pasado y lo siguen haciendo, sino que también los mecanismos de especiación y otros procesos evolutivos dan lugar a nuevos taxones. Abordando la pregunta anterior desde otra perspectiva, resulta fácil comprender que el conocimiento científico sobre la diversidad biológica es inabarcable, motivo por el cual la ciencia se resigna a asumir un conocimiento apretado de la misma.

Distribución global de la biodiversidad en los océanos

La biodiversidad está distribuida de manera heterogénea en el planeta. Dicha distribución está relacionada con factores climáticos, geológicos y biogeográficos, entre otros. El análisis de la distribución de la biodiversidad en el océano global, no se explicaba hasta hace poco por un patrón definido, contrariamente a lo que ocurre en los continentes. Sin embargo, un análisis reciente sobre la distribución de la biodiversidad marina, muestra dos patrones emergentes fundamentales: las especies costeras muestran un máximo de diversidad en el Pacífico Occidental, mientras que los grupos oceánicos muestran su máximo asociado a franjas de latitudes medias en todos los océanos (Tittensor et al., 2010). Los patrones de diversidad marina global podrían ser explicados de manera consistente por la temperatura superficial de las aguas y, en el caso de las especies costeras, la disponibilidad de hábitat y factores históricos serían también condicionantes de su distribución (Gaston, 2000; Tittensor et al., 2010). Otro factor que regula la distribución de la biodiversidad en el océano es la profundidad. En efecto, ésta parece declinar sustancialmente con el aumento de la profundidad (Webb et al., 2010).

Un concepto importante en relación con la distribución de la biodiversidad es el de zonas o puntos calientes (en inglés, "hot spots"). El concepto (Myers, 1988) se refiere a áreas particularmente ricas en especies, tanto abundantes como raras y amenazadas, poseedoras de una concentración excepcional de especies endémicas, o alguna combinación de estos atributos (Reid, 1998). Algunas de estas regiones están experimentando una significativa pérdida de hábitat y constituyen una prioridad para el establecimiento de las estrategias de conservación (Myers et al., 2000).

Factores que condicionan la biodiversidad en los estuarios

Las especies verdaderamente estuariales (que no suelen ser muchas) son aquellas

que desarrollan todo su ciclo de vida en las aguas de transición entre los ambientes marinos y dulceacuícolas, propiamente dichos. Aquellas que habitan de manera permanente los estuarios son las especies más resistentes al *stress* salino, capaces de tolerar tanto cambios importantes de salinidad (Bas y Spivak, 2000) como elevados niveles de material particulado en suspensión (Dunlop et al., 2005). El patrón típico de distribución de especies en estuarios consiste en una dominancia de especies dulceacuícolas y un gradual reemplazo por especies marinas, a medida que se manifiesta el gradiente creciente de salinidad (McLusky, 1989). En su clásico trabajo abocado al zoobentos estuarial, Remane (1934) describe cómo la diversidad específica varía a lo largo de un gradiente de salinidad y establece que las especies verdaderamente estuariales se encuentran a salinidades intermedias. Recientemente, Whitfield et al. (2012) realizaron una revisión del trabajo de Remane, y, sobre la base de ejemplos de organismos estuariales pertenecientes a varios taxa, postularon las siguientes generalidades:

- (1) en los estuarios, la riqueza de especies dulceacuícolas es menor a la riqueza de especies marinas
- (2) la mayoría de las especies dulceacuícolas no penetran las aguas salinas, sino que se encuentran mayormente confinadas al dominio de aguas dulces
- (3) las especies marinas suelen extender su distribución a las regiones estuariales oligohalinas e incluso a las de agua dulce, pero representan un número relativamente pequeño en comparación con la diversidad de especies que se encuentran en regiones de mayor salinidad
- (4) los índices de biodiversidad comienzan a decaer con salinidades de ~40 en los estuarios, y la mayoría de las especies no son capaces de sobrevivir en áreas con salinidades >50.

Un estudio sobre la distribución de nematodos (gusanos redondos) a lo largo del gradiente de salinidad del estuario del río Támesis mostró que tanto la densidad como la diversidad de los mismos fue menor en las secciones medias del estuario, asociadas con los mayores rangos de salinidad. Aunque la diversidad alfa en cada estación de muestreo fue relativamente baja, el recambio de especies a lo largo del estuario contribuyó a que la diversidad gama o regional fuera elevada (Ferrero et al., 2008).

Los estuarios son el hábitat tanto de especies permanentes como de otras que sólo pasan parte de su ciclo de vida. Por ejemplo, los organismos anádromos desovan en agua dulce y se alimentan y crecen en el mar, en tanto que los organismos catádromos desovan en el mar y se alimentan y crecen en aguas dulces. En los estuarios, la abundante disponibilidad de alimento y la relativa ausencia de especies predatoras, favorecen el desove y desarrollo de estadios larvales y/o juveniles de muchos grupos taxonómicos cuyos adultos viven en condiciones de altas salinidades.

En las latitudes tropicales y subtropicales, los estuarios suelen estar dominados por manglares en las zonas intermareales, y por praderas de pasto marino (*Zostera marina*) en el submareal. Estos dos ambientes proveen refugio a las larvas y juveniles de muchas especies. Alfaro (2006) trabajó en distintos hábitats de manglar y pasto marino dentro de un estuario tropical en Nueva Zelanda, comparando la diversidad de organismos bentónicos entre ellos, y encontró diferencias en la abundancia y la riqueza específica, lo que indica el nivel de complejidad espacial que pueden albergar hábitats análogos dentro de los estuarios.

La biodiversidad en los estuarios puede verse afectada por una variedad de factores, incluyendo escala espacial, provisión y retención de nutrientes, complejidad de la circulación de las aguas, variedad y extensión de los sedimentos y rango de mareas. La naturaleza de

los sedimentos y la disponibilidad de oxígeno son los condicionantes principales de la distribución y abundancia de los organismos bentónicos (Carriker, 1967). Tomiyama et al. (2008) estudiaron la distribución espacial y la abundancia de bivalvos y poliquetos infaunales y encontraron que los patrones de asociaciones faunísticas estaban determinados por el contenido de fango, la elevación relativa del sustrato y la salinidad. Asimismo, los patrones de asociación del macrobentos difirieron no sólo entre las estaciones de muestreo, sino también entre distintos cuadrantes dentro de una misma estación, lo que refleja la complejidad estructural de las asociaciones de invertebrados bentónicos en los estuarios.

Los índices de biodiversidad en los estuarios constituyen una estimación sensible de la salud y el balance de estos ecosistemas. Por ejemplo, la carga antrópica de nutrientes provenientes del drenaje continental (e.g. escorrentía urbana, influjo de aguas pluviales, cloacales e industriales) en los estuarios puede conducir a una elevada biodiversidad (Cloern y Dufford, 2005). Sin embargo, cuando las cargas de nutrientes aumentan o se tornan excesivas, pueden conllevar a un aumento en la biomasa de ciertos productores oportunistas, a cambios en la distribución y la estructura de las comunidades y consecuentemente a una reducción en la biodiversidad.

En el estuario del río Mondego, se cuantificó el funcionamiento ecosistémico a partir de los rasgos funcionales de los miembros de la comunidad macrobentónica submareal luego de que se implementaran medidas de restauración ecológica en dicho estuario (Verissimo et al., 2012). En un período de 5 años, se encontró que la función ecosistémica de los organismos bentónicos se mantuvo constante, más allá de haberse registrado cambios marcados en la composición taxonómica, lo que indica la habilidad que tienen distintas especies de llevar a cabo funciones similares en el ecosistema (Hooper et al., 2005).

La biodiversidad taxonómica en los estuarios

En los estuarios, la biodiversidad está ampliamente representada tanto por grupos biológicos marinos, como dulceacuícolas y terrestres, pertenecientes a la mayoría de los grupos taxonómicos y de todos los niveles tróficos (Lalli y Parsons, 1997). Éstos pueden desarrollar allí parte de o todo su ciclo de vida (estos últimos, son los verdaderamente estuariales).

Bacterias, protozoos, hongos, algas, una gran variedad de vegetales como gramíneas acuáticas, tanto marinas como dulceacuícolas, plantas terrestres, halófitas y psamófilas, utilizan como hábitat los estuarios (Stutz y Prieto, 2003). También habitan los estuarios la mayoría de los grupos de animales invertebrados, como poríferos (esponjas), cnidarios (medusas, pólipos coloniales, anémonas), moluscos (mejillones, almejas, navajas, caracoles, lapas), platelmintos (gusanos chatos), nematodos (gusanos redondos o cilíndricos), nemertinos (gusanos acintados), anélidos poliquetos (gusanos segmentados), crustáceos (langostinos, camarones, cangrejos, copépodos, anfípodos), entre otros (Anger et al., 1994; Spivak 1998; Bas y Spivak, 2000; Ituarte et al., 2005, entre otros). Entre los vertebrados, el ambiente estuarial alberga numerosas especies de peces y de aves (Iribarne, 2001 y referencias allí citadas). Asimismo, los mamíferos están representados por especies dulceacuícolas, marinas y estuariales (Bastida et al., 2007) y terrestres relacionadas a suelos inundables y salobres (Bó et al., 2002).

Sin embargo, y como en todo ecosistema, es la diversidad funcional o ecológica de sus comunidades biológicas la que reviste importancia y explica tantos los atributos de los

estuarios como los servicios ecológicos que éstos proveen.

La biodiversidad ecológica o funcional de los estuarios

Existen múltiples maneras de clasificar la biodiversidad en términos funcionales. Una de ellas puede ser de acuerdo al hábitat en el que los organismos se encuentren. Así, se puede considerar en primer lugar al plancton (del griego *plánktos*, errante) que es el conjunto de organismos que viven en la columna de agua, y cuya movilidad está dada predominantemente por las masas de agua. El necton (del griego *nēktón*, que nada) está integrado por los organismos que nadan activamente. Sus representantes más conspicuos son los peces. Finalmente, el bentos (del griego *benthos*, fondo marino) es el grupo de organismos que vive asociado al fondo.

Otro criterio de clasificación considera los grupos funcionales de acuerdo a un criterio trófico. Así, se reconocen a los productores (aquellos que sintetizan materia orgánica a expensas de inorgánica), los consumidores (heterótrofos), que pueden pertenecer a distintos niveles tróficos, y a los descomponedores, responsables del reciclado de nutrientes, y que juegan un papel clave en los ciclos biogeoquímicos.

Los organismos procariontes (bacterias) son un componente significativo de la biomasa en los ecosistemas estuarios y juegan un papel preponderante en los procesos biogeoquímicos de reciclado de materia y transformación de energía (Danovaro y Pusceddu, 2007). Otros organismos que están en el rango menor de tamaño como el microzooplancton actúan de nexo entre los procariontes y los niveles tróficos superiores (Fenchel, 1988; Finlay y Fenchel, 1996).

A partir de numerosos estudios realizados en la Bahía de San Francisco, Cloern y Dufford (2005) enumeraron los procesos que determinan la organización de las comunidades de productores primarios planctónicos en los sistemas estuarios: (1) la heterogeneidad del hábitat que determina cambios en la dinámica de las poblaciones, (2) la mezcla turbulenta de las aguas como un factor físico que selecciona especies en base a su forma y tamaño, (3) la predación, (4) la capacidad de mixotrofismo que permite a ciertas especies de microalgas funcionar en múltiples niveles tróficos, (5) los ciclos de vida específicos de cada taxón, incluyendo la alternancia entre estadios vegetativos y de reposo, y (6) la interpretación del ambiente pelagial como un sistema abierto en el que las comunidades fitoplanctónicas están reorganizándose continuamente por procesos de inmigración y emigración.

Retomando los dos primeros y el último punto mencionados más arriba, Ferreira et al. (2005) concluyen que la biodiversidad del fitoplancton está principalmente determinada por el grado de recambio de agua (o desde otra perspectiva, el tiempo de residencia del agua) en los estuarios. La capacidad de las especies algales de crecer a una tasa más elevada que el recambio producido por cuestiones físicas, es determinante.

Muylaert et al. (2009) estudiaron los patrones de diversidad y composición de la comunidad del fitoplancton a lo largo del *continuum* generado entre el estuario del río Schelde y la zona costera adyacente, y encontraron un recambio gradual en la composición de la comunidad fitoplanctónica dentro del estuario, en base a los distintos rangos de salinidad óptima a los que estaban adaptadas las distintas comunidades. En la zona de transición del estuario, el patrón de recambio de comunidades fue más marcado (un modelo de ecoclina). Al contrario de lo que indican muchos estudios basados en macrobentos o comunidades de peces, la diversidad alfa (α) del fitoplancton no presentó un mínimo en el área de mayor

gradiente de salinidad, debido a la naturaleza errante de las comunidades fitoplanctónicas (Cloern y Dufford, 2005) y al aporte de componentes alóctonos a la diversidad del fitoplancton. Por su parte, la diversidad beta (β) mostró un máximo en la zona de mayor gradiente de salinidad.

Además del fitoplancton, el microfitobentos representa una porción significativa de los productores primarios. Debido al alto contenido de material particulado en suspensión el microfitobentos estuarial está limitado a las capas superiores de los sedimentos intermareales que quedan expuestos a la radiación solar durante marea baja. Forster et al. (2006) estudiaron patrones de diversidad y producción primaria en las diatomeas bentónicas formadoras de biofilms en el estuario del río Westerschelde. La composición específica de diatomeas varió significativamente a lo largo del gradiente de salinidad del estuario, y la biomasa estuvo inversamente correlacionada con la diversidad del biofilm contrariamente a lo que ocurre en las comunidades del fitoplancton, una baja biomasa no se correlaciona con una baja diversidad alfa (α).

El zooplancton juega un papel predominante en la predación y estructuración de las comunidades planctónicas. A modo de ejemplo, Tan et al. (2004) estimaron la abundancia y el impacto del ramoneo de los componentes dominantes del meso y macrozooplancton del estuario del río Pearl. Los copépodos mesozooplanctónicos ($> 200 \mu\text{m}$) fueron dominantes en densidad y en cuanto a la riqueza específica (un 73% del total), y sus elevadas tasas de predación llegaron a consumir un 75% de la biomasa fitoplanctónica (o el equivalente a un 104% de la producción diaria) en el verano.

Otros grupos de importancia mencionados previamente son los organismos del bentos. Los consumidores bentónicos comprenden una amplia diversidad de grupos taxonómicos. En general, pueden ser agrupados en tres tipos funcionales preponderantes: alimentadores de depósito, suspensívoros y predadores. En el primer grupo se encuentra una variedad de gusanos (e.g. poliquetos, nematodos, nemertinos) y moluscos bivalvos, que ingieren grandes cantidades de sedimento y extraen la materia orgánica mediante varios complejos enzimáticos (Mayer et al., 1997; Mayer et al., 2002). En este proceso, los alimentadores de depósito también re trabajan el sedimento, oxigenando estratos profundos (Rice y Rhoads, 1989).

Los organismos suspensívoros del fondo (e.g. esponjas, poliquetos, moluscos bivalvos) y de la columna de agua (e.g. crustáceos del zooplancton; algunos peces como los engráulidos y los clupeidos, Elliott et al., 2007) hacen uso del abundante material (orgánico e inorgánico) en suspensión en los estuarios, y suelen establecer densas poblaciones. Los organismos suspensívoros bentónicos en particular, llegan a alcanzar altas densidades poblacionales y proveen una serie de servicios ecosistémicos positivos, como la reducción de la turbidez y el consecuente incremento en la penetración de luz; la prevención del desarrollo de floraciones algales nocivas; la remoción de nutrientes a través de la compactación del nitrógeno y fósforo adquirido a través de la dieta, en forma de biodepositos (pellets fecales o aglomeraciones de partículas con moco); estos y otros procesos a escala ecosistémica han sido tratados por Prins et al. (1998), Newell (2004) y Prins y Escaravage (2005).

Los predadores bentónicos incluyen, entre otros muchos taxa, peces (Bellegia et al., 2008; Ruoco et al., 2008; Blasina et al., 2010) y crustáceos (Cuesta et al., 1996). En el caso de los peces, muchas especies bentónicas o demersales se alimentan del zoobentos epi- o infaunal (Elliott et al., 2007).

Servicios ecosistémicos de los estuarios

Como ya se ha mencionado, son múltiples los servicios ecosistémicos de los estuarios que están íntimamente vinculados con la biodiversidad funcional. A modo de ejemplo, Sequeira et al. (2008) realizaron un meta-análisis comparativo entre estuarios europeos y chinos, en los últimos de los cuales predominan las prácticas de cultivo de especies de bivalvos nativos por sobre las poblaciones naturales. En los estuarios europeos considerados la densidad de las poblaciones naturales fue, en promedio, 6 veces mayor que en los chinos, lo que se tradujo en una capacidad de filtración del sistema aproximadamente 5 veces mayor que en los chinos. Cuando el recurso alimento estuvo distribuido entre poblaciones naturales y cultivadas, la reducción de la biodiversidad (debido a una reducción de la equitatividad dada por las prácticas de acuicultura) resultó en una disminución de la productividad secundaria de los bivalvos (Sequeira et al., 2008).

Otro estudio mostró que la introducción de cultivos de la ostra del Pacífico *Crassostrea gigas* en estuarios del NO de Europa indujo grandes cambios en los ecosistemas receptores relacionados con su capacidad de ingeniería ecosistémica (heterogeneidad del hábitat) y con cambios en la composición del plancton, la biodiversidad, la capacidad de carga y las tramas tróficas. Este caso ilustra cómo una especie invasora puede contribuir a la complejidad ecológica (Troost, 2010).

Un estudio llevado a cabo en estuarios que desembocan en la Bahía del Monte Saint Michel (Francia) mostró que la intensificación de la agricultura no necesariamente conlleva a cambios en la biodiversidad. Burel et al. (1998) estimaron parámetros de biodiversidad como la riqueza específica y otros índices, comparativamente en sistemas estuarios bajo la influencia de un gradiente de intensidad en las prácticas agrícolas. Se encontró que las respuestas funcionales de los distintos grupos taxonómicos fueron variadas entre taxa, siendo los invertebrados más sensibles a la dinámica del ambiente que los vertebrados o las plantas, lo que evidencia que los distintos grupos funcionales responden de diversos modos a las perturbaciones antrópicas.

Son múltiples los procesos que a diferentes escalas generan cambios en la biodiversidad de los estuarios. Entre ellos, Widdicombe y Spicer (2008) indican que la absorción a una tasa (sin precedentes) del CO₂ antropogénico por parte de los océanos ya ha alterado significativamente la química del Carbono en aguas marinas a escala global. Este fenómeno es conocido como acidificación oceánica. Las implicancias de este proceso para la biodiversidad marina (incluida la estuarial) y para las funciones ecosistémicas son difíciles de predecir. Los efectos resultantes probablemente estén gobernados por factores que tienen que ver con el nicho y la función ecosistémica de los organismos (e.g. infaunal vs. epifaunal, profundo vs. somero, alimentador de depósito vs. suspensívoro). Asimismo, ello conlleva a un considerable grado de incertidumbre por parte de los científicos, al intentar proyectar o predecir el papel que jueguen la adaptación evolutiva y la aclimatación fisiológica de los organismos (plasticidad fenotípica) en relación a los cambios a largo plazo que introduce la acidificación oceánica.

REFERENCIAS

- Alfaro AC 2006. Benthic macro-invertebrate community composition within a mangrove/seagrass estuary in northern New Zealand. *Est. Coast Shelf Sci* 66: 97-110.
- Anger, K., Spivak E., Bas C., Isamel D., Luppi T. 1994. Hatching rhythms and dispersion of decapod crustacean larvae in a brackish coastal lagoon in Argentina. *Helgoland Mar. Res.* 48 445- 466.

- Bas C., Spivak E.. 2000. Effect of salinity on embryos of two southwestern atlantic estuarine grapsid crab species cultured *in vitro*. *J. of Crust. Biol.* 20: 647-656.
- Bastida R., Rodríguez D., Secchi E., da Silva V. 2007. *Mamíferos acuáticos de Sudamérica y Antártida*. Vázquez Manzini (Ed), Buenos Aires, Argentina, 366 pp.
- Beaumont NJ, Austen MC, Atkins JP, Burdon D, Degraer S, Dentinho TP, Derous S, Holm P, Horton T, van Ierland E, Marboe AH, Starkey DJ, Townsend M, Zarzycki T. 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. *Mar. Poll. Bull.* 54: 253-265.
- Beierkuhnlein C. 2000. Spatial application of beta-diversity analysis. an interactive approach to characterize landscape heterogeneity. *Proceedings IAVS Symposium*: 5-8.
- Belleggia M., Barbini S., Scenna L., Figueroa D., Díaz de Astarloa J.M. 2008. Unusual first record of *Torpedo puelcha* (Chondrichthyes, Torpedinidae) in an Argentinean coastal lagoon. *J. Appl. Ichthyol.* 24: 348-350.
- Blasina G., Barbini S. A., Díaz de Astarloa J.M. 2010. Trophic ecology of the black drum, *Pogonias cromis* (Sciaenidae, Pisces) in a southwestern Atlantic coastal lagoon. *J. Appl. Ichthyol.* 26: 528-534.
- Bó M.S., Isaach J.P., Malizia A.I., Martinez M.M. 2002. Lista comentada de los mamíferos de la Reserva de Biosfera mar Chiquita, Prov. de Buenos Aires, Argentina. *Mastozool. Neotrop* 9: 5-11.
- Burel F, Baudry J, Butet A, Clergeau P, Delettre Y, Le Coeur D, Dubs F, Morvan N, Paillat G, Petit S, Thenail C, Brunel E, Lefeuvre J-C 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19: 47-60.
- Cardinale B.J. 2011. Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature* 472: 86-89.
- Carriker M. R. 1967. Ecology of estuarine benthic invertebrates: a perspective. En: *Estuaries*. Lauff (ed.), Am. Ass. for the Adv. of Science. Washington.
- Cloern J.E., Dufford R. 2005. Phytoplankton community ecology: principles applied in San Francisco Bay. *Mar Ecol Progr. Ser* 285: 11-28.
- Convenio sobre Diversidad Biológica de las Naciones Unidas, 1992. <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>, 32 pp.
- Cuesta J.A., Serrano L., Bravo M.R., Toja J. 1996. Four new crustaceans in the Guadalquivir river estuary (SW Spain) including an introduced species. *Limnetica*. 12: 41-45.
- Danovaro R, Pusceddu A. 2007. Biodiversity and ecosystem functioning in coastal lagoons: does microbial diversity play any role?. *Estuar Coast Shelf Sci* 75: 4-12.
- Dunlop J., McGregor G., Horrigan N.. 2005. Potential impacts of salinity and turbidity in riverine ecosystems. Characterisation of impacts and a discussion of regional target setting for riverine ecosystems in Queensland. 72 pp.
- Elliott M, Whitfield AK, Potter IC, Blaber SJM, Cyrus DP, Nordlie FG, Harrison TD. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fisheries* 8: 241-268.
- Emmerson M.C., Solan M., Emes C., Paterson D.M., Raffaelli D. 2001. Consistent patterns and the idiosyncratic effects of biodiversity in marine ecosystems. *Nature* 411: 73-77.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. 2005. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente Oficina Regional para América Latina y el Caribe. 43 pp.
- Fenchel T 1988. Microfauna in pelagic food chains. En: *Nitrogen cycling in coastal marine environments*. Blackburn, Sørensen (eds.) John Wiley & Sons. pp. 59-65.
- Fernández-Núñez M.E. 2007. Sistemas silvopastorales establecidos con *Pinus radiata* D Don y *Betula alba* L en Galicia: productividad, biodiversidad y sumideros de carbono. PhD Univ. Santiago de Compostela Lugo. España.
- Ferreira JG, Wolff WJ, Simas TC, Bricker SB. 2005. Does biodiversity of estuarine phytoplankton depend on hydrology? *Ecol Modelling* 187: 513-523.
- Ferrero TJ, Debenham NJ, Lamshead PJ. 2008. The nematodes of the Thames estuary: assemblage structure and biodiversity, with a test of Attrill's linear model. *Est. Coast Shelf Sci* 79: 409-418.
- Finlay BJ, Fenchel T. 1996. Ecology: role of ciliates in the natural environment. En: *Ciliates: cells as organisms* Hausmann, Bradbury (eds.). Gustav Fischer Verlag. pp. 417-440.
- Forster RM, Créach V, Sabbe K, Vyverman W, Stal LJ. 2006. Biodiversity-ecosystem function relationship in microphytobenthic diatoms of the Westerschelde estuary. *Mar Ecol Prog Ser* 311: 191-201.
- Gaston K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220-227.
- González Barberá J., López Bermúdez F. 2000. Conservación y uso sostenible de la diversidad biológica. En *Biodiversidad. Contribución a su conocimiento y conservación en la región de Murcia*. Calvo Sendin, López Bermúdez(eds.) Inst. del Agua y del Medio Amb. Univ.Murcia.
- Héctor A., Bagchi R. 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448: 188-190.
- Hernández-Ibarra X. 2005. Biodiversidad de la herpetofauna del municipio de Guadalcázar, San Luis Potosí, México. *Bol. Soc. Herpetol. Mex.* 14: 29-30.

- Hooper DU, Chapin FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton JH, Lodge DM, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad AJ, Vandermeer J, Wardle DA. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol Monogr* 75: 3-35.
- Iribarne O.S. 2001. Reserva de Biosfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas. Ed. Martín, Mar del Plata, 320 pp.
- Ituarte R.B., Spivak E.D., Anger K. 2005. Effects of salinity on embryonic development of *Palaemonetes argentinus* (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae) cultured in vitro. *Invert. Reprod. & Develop.* 47: 213-223
- Lalli CM, Parsons TR. 1997. Biological Oceanography, an introduction. 2nd Ed. Elsevier Butterworth-Heinemann. Burlington, MA. 314 pp.
- Marrugan A.E. 1989. *Diversidad ecológica y su medicion*. Ed. Vedral, Barcelona. 200 pp.
- Mayer LM, Jumars PA, Bock MJ, Vetter Y-A, Schmidt JL. 2002. Two roads to sparagmos: extracellular digestion of sedimentary food by bacterial inoculation versus deposit-feeding. *En Organism-Sediment interactions*: Aller, Woodin, Aller (eds.). Univ. of South Carolina Press. pp 335-347.
- Mayer LM, Schick LL, Self RFL, Jumars PA, Findlay RH, Chen Z, Sampson S. 1997. Digestive environments of benthic macroinvertebrate guts: enzymes, surfactants and dissolved organic matter. *J Mar Res* 55: 785-812.
- McLusky, D.S. 1989. *The Estuarine Ecosystem*, 2nd Ed. Chapman & Hall, London. 327 pp.
- Moreno C.E. 2001. Métodos para definir la biodiversidad. *Manuales y tesis SEA V.1*, Zaragoza, 84 pp.
- Muyllaert K, Sabbe K, Vyverman W. 2009. Changes in phytoplankton diversity and community composition along the salinity gradient of the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). *Est. Coast Shelf Sci* 82: 335-340.
- Myers N. 1988. Threatened biotas: "Hot spots" in tropical forests. *The Environmentalist* 8: 1-20.
- Myers N, Russell A, Mittermeier C.G, Mittermeier G.A., da Fonseca B, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Newell R.I.E. 2004. Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: a review. *J Shellfish Res* 23: 51-61.
- Prins T, Escaravage V. 2005. Can bivalve suspension-feeders affect pelagic food web structure? *En: The comparative roles of suspension-feeders in ecosystems*. Dame, Olenin (eds.). Springer. pp. 31-51.
- Prins TC, Smaal AC, Dame RF. 1998. A review of the feedbacks between bivalve grazing and ecosystem processes. *Aquat Ecol* 31: 349-359.
- Reid W. V. 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecol. & Evol.* 13: 275-280.
- Remane A. 1934. Die Brackwasserfauna. *Verhand. Der Deutschen Zoolog. Gesellschaft* 36: 34-74.
- Rice DL, Rhoads DC. 1989. Early diagenesis of organic matter and the nutritional value of sediment. *En: Ecology of marine deposit feeders*. Lopez, Taghon, Levinton (eds.) Springer, N.Y. pp. 59-97.
- Ruocco N.L, Barbini S., Mabrugaña E., Figueroa D.E., Díaz de Astarloa J.M. 2008. First documented occurrence of *Selene comor* (Carangidae) in Mar Chiquita Coastal Lagoon, Argentina. *Cybiu* 32: 341-342.
- Sequeira A, Ferreira JG, Hawkins AJS, Nobre A, Lourenço P, Zhang XL, YanX, Nickell T. 2008. Trade-offs between shellfish aquaculture and benthic biodiversity: a modelling approach for sustainable management. *Aquaculture* 274: 313-328.
- Singh J.S. 2002. The biodiversity crisis: a multifaceted review. *Curr. Sci.* 82: 638-647.
- Spivak E. 1998. Cangrejos estuariales del Atlántico sudoccidental (25°-41°S) (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Invest. Mar.*, Valparaíso 25: 105-120.
- Stutz S, Prieto AR. 2003. Modern pollen and vegetation relationships in Mar Chiquita coastal lagoon area, southeastern Pampa grasslands, Argentina. *Rev Palaeobot Palynol* 126: 183-195.
- Tan Y, Huang L, Chen Q, Huang X. 2004. Seasonal variation in zooplankton composition and grazing impact on phytoplankton standing stock in the Pearl River Estuary, China. *Cont Shelf Res* 24: 1949-68.
- Tittensor D.P., Mora C., Jetz W., Heike K, Lotze K, Ricard D., Vanden Berghe E., Worm B. 2010. Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature* 466, 1098-1101.
- Tomiyaama T, Komizunai N, Shirase T, Ito K, Omori M. 2008. Spatial intertidal distribution of bivalves and polychaetes in relation to environmental conditions in the Natori River estuary, Japan. *Est. Coast Shelf Sci* 80: 243-250.
- Troost K. 2010. Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries. *J Sea Res* 64: 145-165.
- Verissimo H, Bremner J, Garcia C, Patrício J, van der Linden P, Marquesa JC. 2012. Assessment of the subtidal macrobenthic community functioning of a temperate estuary following environmental restoration. *Ecol Indicators* 23: 312-322.

- Webb T.J., Vanden Berghe E., O'Dor R. 2010. Biodiversity's big wet secret: The Global distribution of marine biological records reveals chronic under-exploration of the Deep Pelagic Ocean. *PLoS ONE* 5: e10223. doi:10.1371/journal.pone.0010223.
- Whitfield AK, Elliott M, Basset A, Blaber SJM, West RJ. 2012. Paradigms in estuarine ecology -a review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Est.Coast Shelf Sci* 97: 78-90.
- Whittaker R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Whittaker R.H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. *Evol. Biol.* 10: 1-67.
- Widdicombe S, Spicer J.I. 2008. Predicting the impact of ocean acidification on benthic biodiversity: What can animal physiology tell us? *J Exp Mar Biol Ecol* 366: 187-197.
- Xercavins J., Cayuela D., Cervantes G., Sabater A. 2005. *Desarrollo sostenible*. Ed. EPC. 217 pp.

CAPÍTULO 6

COMPORTAMIENTO CONSERVATIVO Y NO-CONSERVATIVO DE LOS CONSTITUYENTES DISUELTOS DURANTE LA MEZCLA ESTUARIAL

Jorge E. Marcovecchio y Carla V. Spetter

Las aguas que se combinan durante la mezcla estuarial -marinas y continentales- tienen composiciones químicas y propiedades físico-químicas muy diferentes. Por ejemplo, aunque por un lado la salinidad es significativamente superior en el agua de mar, los contenidos de algunos compuestos disueltos como los nutrientes inorgánicos de nitrógeno (N), fósforo (P) y Silicio (Si) así como muchos metales de transición presentan concentraciones notablemente mayores en los cuerpos de agua dulce (Aké-Castillo y Vázquez, 2008; Gašparović *et al.*, 2011). Algunos de los parámetros físico-químicos que pueden cambiar significativamente durante el proceso de mezcla en el estuario son la salinidad, el pH y el potencial redox (Eh). Otro fenómeno común a todos los estuarios es la presencia de altos contenidos de material particulado en suspensión (MPS), que puede provenir del río, del mar o de la agitación producida por las mareas o corrientes sobre el sedimento depositado que genera resuspensión del material más fino (Middelburg y Herman, 2007; Uncles y Stephens, 2010). La combinación de estos escenarios y procesos determina la existencia de dos grandes tendencias entre los compuestos disueltos que se pueden estudiar durante el proceso de mezcla: **comportamiento conservativo** y **no conservativo**.

Para el tratamiento de este capítulo se utiliza la definición (arbitraria) de denominar **compuesto disuelto** a aquel capaz de atravesar una membrana de 0,45 µm de tamaño de poro, convención aplicada universalmente desde mediados del siglo XX (Liss, 1976), sin importar cual sea la especie química en la que se presente dicho compuesto.

En la **Fig. 6.1** se presenta el fundamento del tipo de análisis aplicado para considerar el comportamiento de los compuestos, imaginando cómo evoluciona la concentración de una sustancia disuelta a lo largo de un gradiente estuarial, representado por el Índice de Mezcla Conservativa (por ej., constituido por un parámetro como salinidad, clorinidad o clorosidad) (Guo *et al.*, 2007; Brown y Bruland, 2009; Telesh y Khlebovich, 2010). De ésta manera, los compuestos que siguieran una tendencia como la de las líneas teóricas de dilución estarían demostrando tener un comportamiento conservativo a lo largo de la mezcla estuarial, mientras que aquellos que se alejaran de las mismas por exceso (adición) o por defecto (remoción) representarían un comportamiento no conservativo.

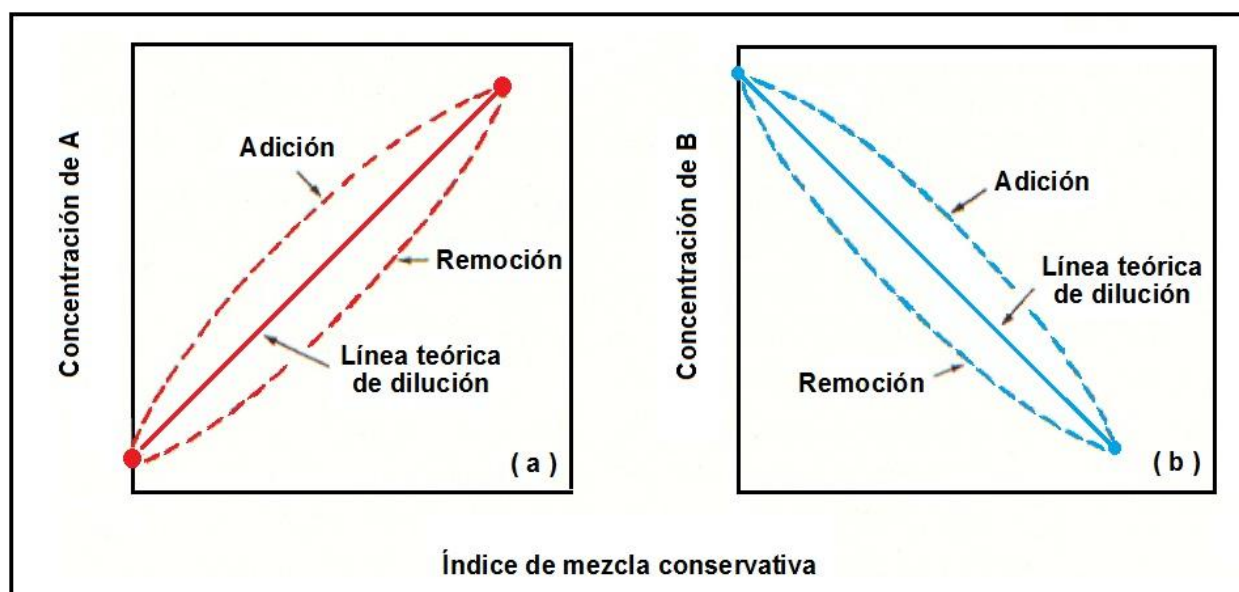


Fig. 6.1: Representación idealizada de la relación entre las concentraciones de compuestos disueltos (A y B) y el índice de mezcla conservativa. **(a)** compuesto (A) cuya concentración es mayor en el mar que en el agua dulce; **(b)** compuesto cuya concentración es mayor en el agua dulce que en el mar.

Aunque la salinidad es un obvio representante del Índice de Mezcla Conservativa, en algunos casos su aplicación puede llevar a la inclusión de pequeños errores significativos. Para evitar esto deben tomarse algunas precauciones, generalmente importantes en los estudios estuariales, pero particularmente imprescindibles para este tipo de análisis. Las principales son:

I. Fase de Muestreo del agua del estuario, en la que debe asegurarse: (i) la representación de la mezcla completa, sin dejar de lado los extremos de la distribución; (ii) el efecto que pueden generar los tributarios que desembocan en el estuario; (iii) cualquier fenómeno que pueda generar desviaciones artificiales de la línea teórica de dilución (por ej., lluvias extraordinarias, etc). También se debe tener en cuenta si es un estuario con variaciones estacionales en sus propiedades, y en tal caso asegurar que el diseño muestral aplicado lo represente.

II. Filtración de la muestra: muchos estuarios contiene grandes cantidades de MPS en sus aguas, por lo que las muestras deben ser convenientemente filtradas lo más rápidamente que sea posible luego del muestreo. Si esta fase no se cumple, puede haber serios problemas tanto durante la fase de almacenamiento como durante los análisis de compuestos disueltos. Este tema ha sido analizado en profundidad recientemente, y puede ser consultado a través de algunos artículos que lo describen detalladamente (ver por ejemplo, Worsfold et al., 2005; Spencer et al., 2007; Batchelli et al., 2009; Dalzell et al., 2009; Ellis et al., 2011).

III. Almacenamiento de las muestras: lo ideal es poder realizar los análisis inmediatamente luego del muestreo y la filtración, pero esto rara vez es posible. El método más usualmente empleado es el congelamiento (<-18°C) inmediatamente posterior a la filtración (Worsfold et al., 2005). Para algunas muestras destinadas a análisis específicos (por ej., para la determinación de metales traza disueltos) las muestras pueden ser acidificadas entre la filtración y el congelamiento para evitar cambios químicos que alteren el resultado (Sánchez-Rodas et al., 2005; Alberti et al., 2007; Dabrin et al., 2009).

IV. Análisis Químicos: los métodos químicos desarrollados para el análisis de aguas oceánicas deben ser adaptados para su aplicación al estudio de estuarios, teniendo en cuenta el efecto que puede generar las grandes variaciones de fuerza iónica, materia orgánica y otras propiedades químicas que pueden afectar significativamente las concentraciones de compuestos disueltos (Dauvin y Ruellet, 2009; Gordalla, 2011).

Teniendo en cuenta que estos modelos lineales de análisis son -en general- sólo representativos de la mezcla física de las aguas consideradas, desde las últimas décadas del siglo XX se procuró aplicar modelos matemáticos no lineales que se restringen a segmentos pequeños de la curva, y permiten explicar algunos procesos químicos (por ej., floculación, coagulación, precipitación, etc.) que justifican determinados procesos no conservativos observados.

Para el desarrollo de este capítulo se pueden considerar dos grupos de elementos disueltos: aquellos que tienen una concentración mucho mayor en el agua de mar que en la dulce, y aquellos fuertemente enriquecidos en el agua dulce, tal y como se puede observar en la **Tabla 6.I.**, construida con datos extraídos de trabajos de Turekian (1971), Riley y Chester (1971), Burton y Liss (1976), Salomons *et al.* (1988), Windom y Niencheski (2003), Millero *et al.* (2008), Mahmoudi *et al.* (2010)

Elementos más abundantes en el agua de mar

El grupo de elementos denominados Constituyentes Mayoritarios del Agua de Mar (por ej., Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , etc.) (**Fig. 6.2**) son los principales contribuyentes a uno de los parámetros que mejor la caracteriza: la salinidad (Riley y Chester, 1971).

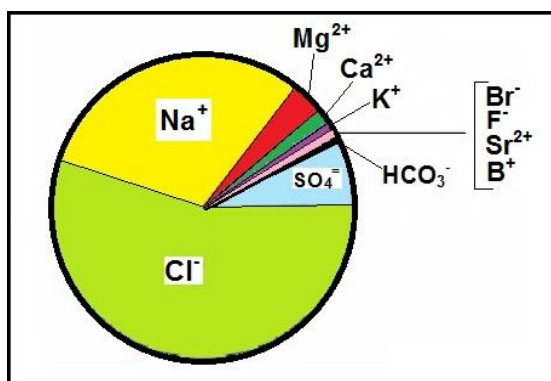


Fig. 6.2 : Concentración relativa de los constituyentes mayoritarios en el agua de mar

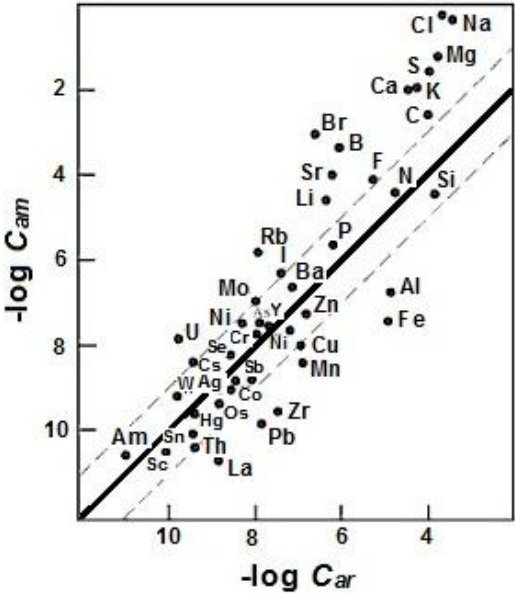
Estos constituyentes mayoritarios han demostrado largamente tener un comportamiento conservativo durante la mezcla estuarial, hecho que se ha estudiado en muchos estuarios del mundo y desde hace muchos años; sirven como ejemplos los resultados presentados para numerosos estuarios del Hemisferio Norte (Elderfield *et al.*, 1990); para la región estuarial del delta del Mississippi (Shiller y Boyle, 1991); para estuarios suecos que desembocan en el Golfo de Bothnia y en el Mar Báltico (Gustafsson *et al.*, 2000); para estuarios del noroeste de Rusia (Pokrovsky y Schott, 2002); para el estuario del Nsimi, en el sur de Camerún (Braun *et al.*, 2005); para el estuario del río Amazonas (Bustillo *et al.*, 2011) o para el estuario del Ródano en Francia (Ollivier *et al.*, 2011), entre otros.

TABLA 6.I: Concentración promedio mundial de algunos elementos en ríos y en agua de mar.

Elemento	Concentración en agua dulce (µg.L ⁻¹)	Concentración en agua de mar (µg.L ⁻¹)
F	0.1 mg.L ⁻¹	1.4 mg.L ⁻¹
B	10	4.5 mg.L ⁻¹
Mo	1	11
Al	5 – 800	1 ó < 1
Mn	7	2
Fe	670	3
Ni	0.3	2
Cu	7	3
Zn	20	5
N	226	0 – 500
P	20	0 – 70
Si	13.1 mg.L ⁻¹	0 – 10 mg.L ⁻¹

Otra manera de entender el comportamiento de los elementos transportados por el río hacia el mar es la comparación relativa de sus concentraciones en la zona de mezcla, tal y como se representa en la **Fig. 6.3**:

Fig. 6.3 : Comparación de la concentración media de algunos elementos en agua de mar (C_{am}) respecto a la concentración media en el agua del río (C_{ar}) que ingresa al mar.



La línea central de esta figura representa una relación 1:1 entre las concentraciones del elemento, lo que significa que sus niveles no se modifican en la zona de mezcla. Los que quedan graficados por arriba de la mencionada línea presentan una concentración mayor en el agua de mar respecto a la del río, por lo que estarán enriquecidos en esa fase; este es el comportamiento típico de los constituyentes mayoritarios, principales aportantes a la salinidad. Como contrapartida, los que están graficados por debajo de la línea central presentan mayores concentraciones en el agua del río que en la marina, y esto es lo que

ocurre con elementos fuertemente adsorbidos sobre las partículas (como muchos metales traza), que así tienen sus concentraciones muy disminuidas en el agua de mar.

Sirven como ejemplo del primer grupo el flúor (F) y el boro (B) (**Fig. 6.4**), mientras que aluminio (Al) o hierro (Fe) ejemplifican al segundo (**Fig. 6.5**).

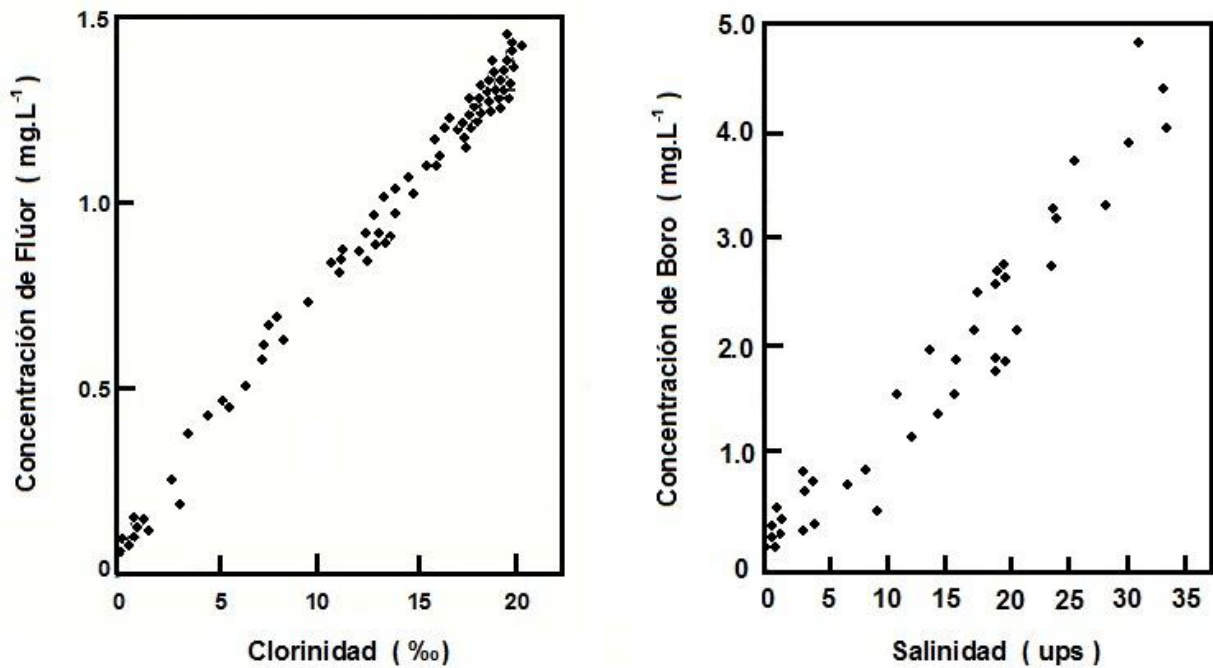


FIGURA 6.4 : Distribución de flúor y de boro disuelto en aguas estuariales.

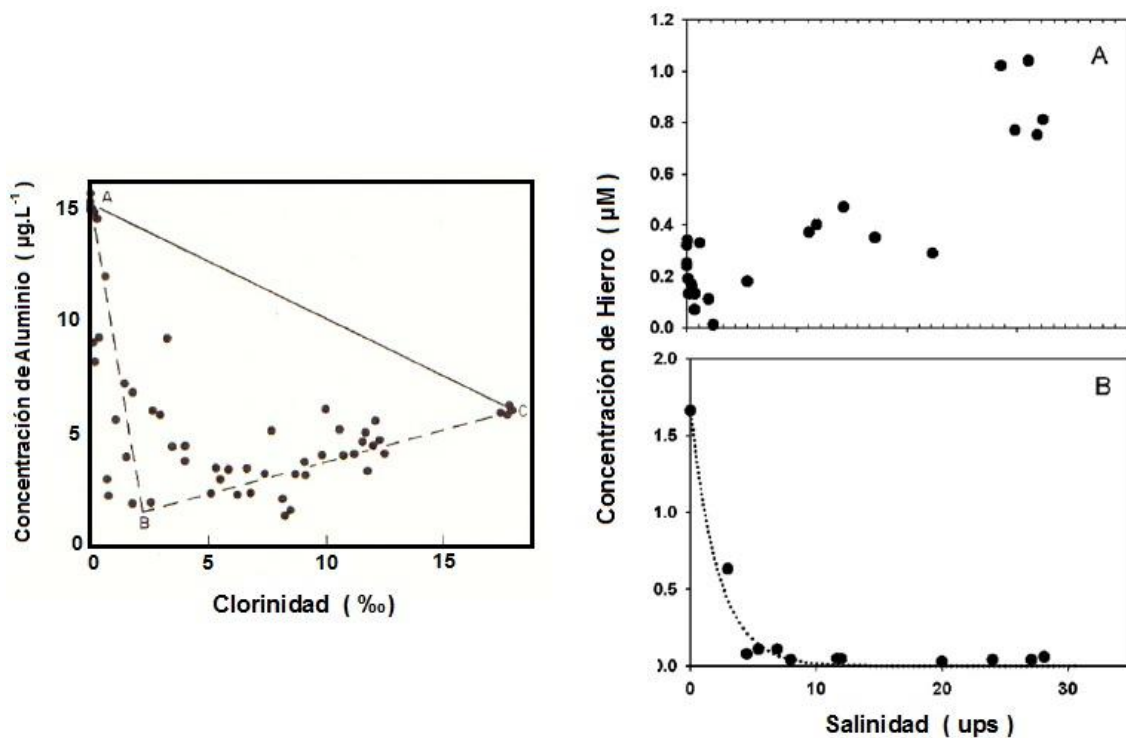
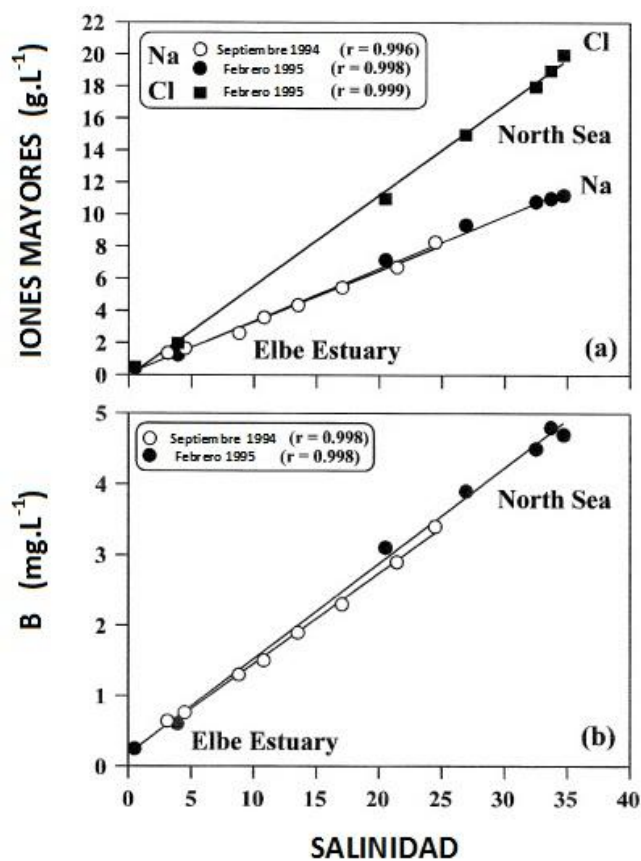


FIGURA 6.5 : Distribución de aluminio y de hierro disuelto en aguas de zona de mezcla estuariales.



Justamente en ese sentido, Barth (1998) informó que en un estudio realizado en dos años consecutivos sobre la pluma de mezcla estuarial del río Elba se observó una correlación lineal positiva altamente significativa ($r \geq 0.996$) entre las concentraciones de algunos elementos (Na, Cl, B) y la salinidad, presentando un comportamiento claramente conservativo (Fig. 6.6).

Fig. 6.6 : Relación entre las concentraciones de Na y Cl (a) y de B (b) con la salinidad en la zona de mezcla estuarial del río Elba y del Mar del Norte.

El proceso de mezcla de agua dulce-agua salada en el estuario del Elba está claramente documentado por la ya mencionada relación entre las concentraciones de algunos elementos y la salinidad, con una correlación de alta significación (Fig. 6.6.a y b). Al ajustar los datos de la concentración de B y de la salinidad por mínimos cuadrados se obtuvieron líneas rectas, con coeficientes de correlación (r) de 0,998, tanto para las campaña de septiembre de 1994 como para la de febrero de 1995; este ajuste de los datos a la linealidad del modelo significa una fuerte adherencia (Fig. 6.6.b), que indica una tendencia claramente definida.

Para validar estos resultados, y teniendo en cuenta que las composiciones isotópicas de B han sido reconocidas por ser mucho más sensibles a los efectos de adsorción en comparación con las concentraciones de B total, se analizó la relación entre estas dos fracciones en las muestras del mismo estuario. Los resultados obtenidos no mostraron ninguna desviación significativa en las curvas de mezcla de $\delta^{11}\text{B}$ vs. B calculadas (Fig. 6.7.a), lo que quedó evidenciado por correlaciones con coeficientes de correlación (r) de 0,995 y 0,999 para septiembre de 1994 y febrero de 1995 respectivamente (Fig. 6.7.b).

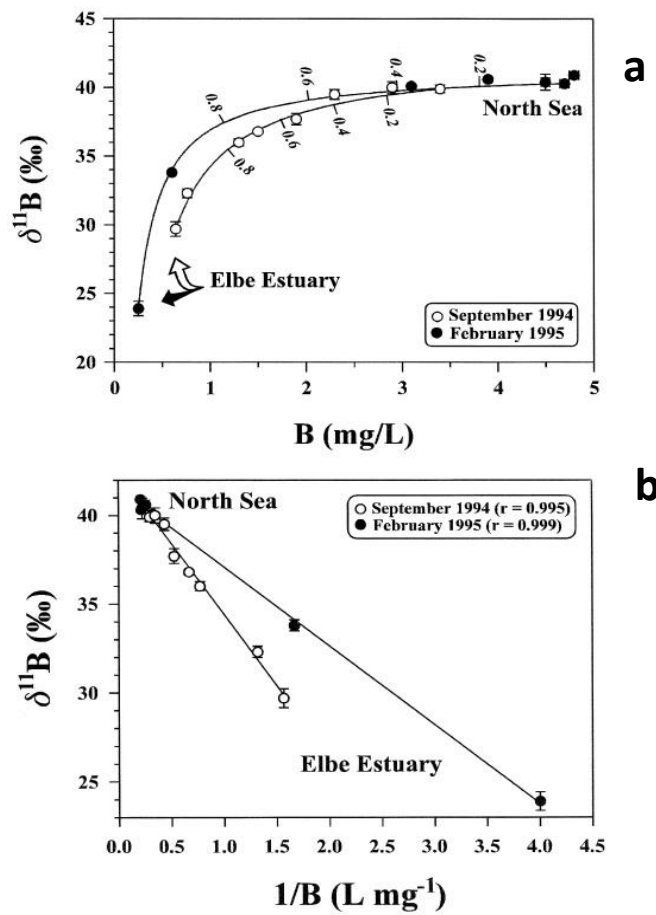


Fig. 6.7: Diagrama de concentraciones $\delta^{11}\text{B}$ vs. B (a) y diagrama de concentraciones $\delta^{11}\text{B}$ vs. $1/B$ (b) en aguas de la mezcla estuarial del río Elba y del Mar del Norte

Otro importante argumento que presenta nuevas pruebas de la relación entre la adsorción con los efectos durante el proceso de mezcla del estuario proviene de las pendientes de las regresiones, calculados para las relaciones de concentración de B frente a la salinidad, que se convierten en 0,232 y 0,244 para la serie de septiembre de 1994 y febrero de 1995, respectivamente, cuando se multiplica por la relación entre la salinidad del agua de mar-clorinidad (1,80655). Estos valores se comparan favorablemente con los reportados para el agua de mar (por ejemplo, 0,222-0,264, con 0,240 en promedio (Culkin, 1965); 0,230 (Riley y Chester, 1971); 0,232 (Uppström, 1974), y para las aguas estuarinas del río Zaire (Congo) y del río Magdalena, ambos con un comportamiento conservativo del B claramente definido (0,231; Fanning y Maynard, 1978).

Estas relaciones, junto con la observación de que tanto las concentraciones de B y los valores $\delta^{11}\text{B}$ en el estuario del Elba son predecibles a partir de la salinidad, sólo puede interpretarse en términos de un comportamiento conservativo del boro durante el proceso de mezcla del estuario.

Algunas situaciones que pueden modificar el comportamiento de las sustancias en la zona de mezcla estuarial

En algunas situaciones particulares pueden ocurrir procesos naturales (por ej., extensos períodos de sequía o de inundación muy marcadas) o influencias de actividades humanas (por ej., embalsamiento de aguas de ríos, canalización de márgenes de ríos o arroyos, etc) que modifican parcial o totalmente (y en un rango que va desde temporario a

permanente) el comportamiento de diferentes sustancias en la zona de mezcla estuarial, caracterizada por la presencia de un gradiente de salinidad.

Un buen ejemplo es el incluido en el trabajo de Cravo et al. (2003), en el que se analiza el efecto generado por el endicamiento de las aguas del río Guadiana (en el sur de España y Portugal) sobre la concentración de nutrientes en la zona de su desembocadura en el Océano Atlántico. Las presas restringen el flujo de agua dulce así como el de su descarga de partículas suspendidas, teniendo gran repercusión en la calidad del agua del río, el estuario y de la zona costera adyacente. Uno de los cambios posibles es la disminución en las concentraciones de nutrientes (N, P, Si) transportados por el drenaje desde el continente y por la descarga pluvial a la zona costera. Existe una profusión de evidencias de los impactos generados por la construcción de represas (Humborg et al., 1997); no obstante, la magnitud del impacto de la descarga del río en las aguas adyacentes depende de la variabilidad del régimen de su flujo y de la distancia a la boca del estuario. Está bien documentado que las áreas que reciben descargas fluviales presentan concentraciones mucho más elevadas de nutrientes y fitoplancton que sus zonas adyacentes de mar abierto (Popovich y Marcovecchio, 2008). Los nutrientes son compuestos biolimitantes con un rol central en el control de la productividad primaria y en la productividad biológica global de las zonas costeras (Cloern et al., 2007). Una gran reducción de la descarga de agua dulce en estas áreas puede causar una disminución significativa en la concentración de nutrientes (Popovich et al., 2008).

En las zonas costeras influenciadas directamente por estuarios, el silicato es uno de los nutrientes que podría mostrar un cambio significativo en sus concentraciones debido a la reducción del flujo de agua dulce. Los ríos transportan hacia las zonas costeras concentraciones de silicato uno o dos órdenes de magnitud superiores a las del agua de mar (Liss y Spencer, 1970 ; Liss y Pointon, 1973). En ese sentido, después de la construcción de una represa en el río Danubio se observó una reducción del silicato en un 70%, con una disminución asociada del 60% de ese nutriente en las aguas superficiales de la zona costera del Mar Negro central. Como resultado se vieron significativamente afectadas las relaciones N:Si y P:Si, probable causa de un cambio dramático en la composición del fitoplancton incluyendo el reemplazo de diatomeas por otras especies no silíceas (Humborg et al., 1997). De esta manera, la represa estaría afectando el ciclo biogeoquímico de los nutrientes y la estructura de la cadena alimenticia en la zona costera.

Uno de los mayores aportes de nutrientes en las zonas costeras proviene de las descargas de los ríos, y la variabilidad en el régimen de esa descarga depende del volumen de agua transportada y de su difusión en la zona costera (Rabalais et al., 1996). Las zonas significativamente influenciadas por descargas de ríos muestran evidentes gradientes en la concentración de nutrientes apareados con cambios en su salinidad; los valores de nutrientes son mucho mayores en estas zonas que en las regiones oceánicas adyacentes, y disminuyen a medida que aumenta la salinidad, con tendencia a mostrar un **comportamiento conservativo** en aquellos estuarios que renuevan rápidamente sus aguas (Balls, 1994 ; Windom et al., 2006). La mezcla conservativa de nutrientes está íntimamente ligada al tiempo de recambio de agua (*flushing time*) que controla la medida en que los procesos internos (biológicos y abióticos) pueden modificar la concentración de los nutrientes aportados. Usualmente existen relaciones negativas significativas entre las concentraciones de nutrientes y la salinidad en la zona de mezcla, y en ese sentido el silicato ha demostrado ser el mejor trazador de agua dulce (Hunt y Foster, 1985; Cravo et

al., 2006; Granskog *et al.*, 2011). Así, la **Fig. 6.8** muestra estas relaciones en el estudio realizado en el río Guadiana (Cravo *et al.*, 2003). Allí se observa la existencia de relaciones significativas entre las concentraciones de nutrientes en superficie y la salinidad, aunque los coeficientes de correlación entre las variables fueron relativamente bajos; los mencionados autores atribuyeron esto a la poca amplitud de la salinidad asociada con la reducida influencia de la descargas del Guadiana. A diferencia de lo observado en otros estudios, aquí el silicato no fue el mejor trazador para identificar la presencia de aportes de agua dulce. El fosfato fue el nutriente que presentó el comportamiento más conservativo ($r = -0,71$).

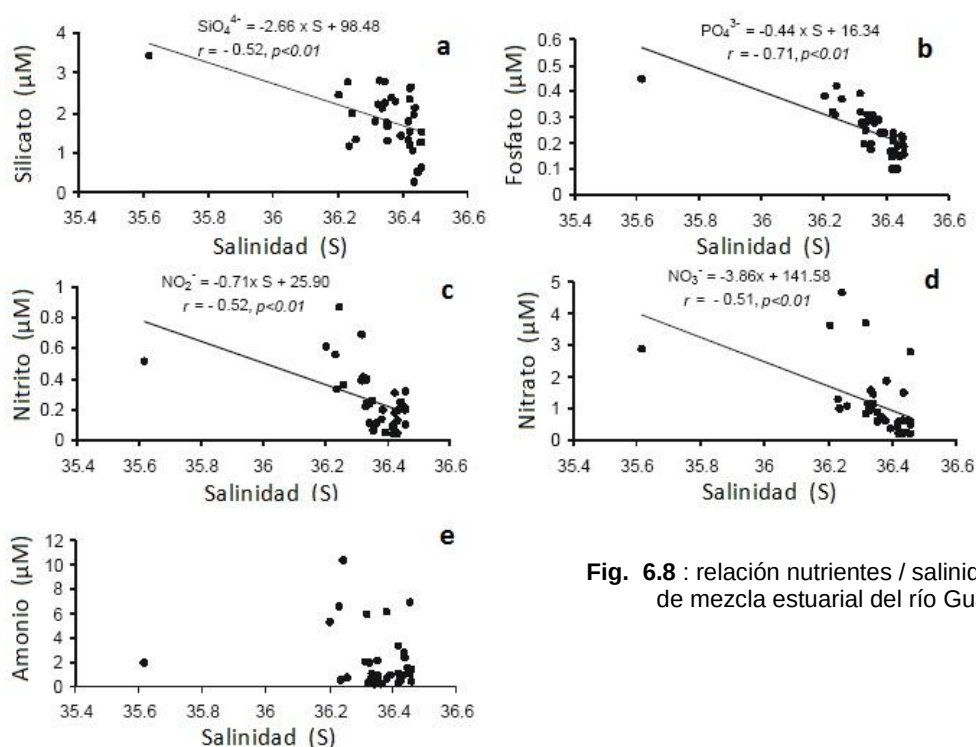


Fig. 6.8 : relación nutrientes / salinidad en la zona de mezcla estuarial del río Guadiana.

De una manera similar, Granskog *et al.* (2011) utilizaron la relación entre salinidad y oxígeno isotópico ($\delta^{18}\text{O}$) como un trazador conservativo para caracterizar la zona de mezcla estuarial en la Bahía de Hudson, en el norte canadiense. En este estudio se determinó la influencia del drenaje continental (*runoff*) y del derretimiento de la capa de hielo que cubre la región durante el invierno como condicionantes de la variación en la ubicación espacial de la zona de mezcla estuarial, así como en los procesos de intercambio correspondientes. Esta metodología permitió determinar no sólo los aportes (volúmenes y distribución temporal) de agua dulce a partir de las dos fuentes mencionadas, sino también los correspondientes tiempos de residencia del agua ingresada en el sistema. La combinación del análisis de las firmas isotópicas de las fracciones consideradas con las salinidades correspondientes permiten caracterizar tanto la mezcla propiamente dicha como los dominios horizontales y verticales que se definen en este sistema (**Fig. 6.9**).

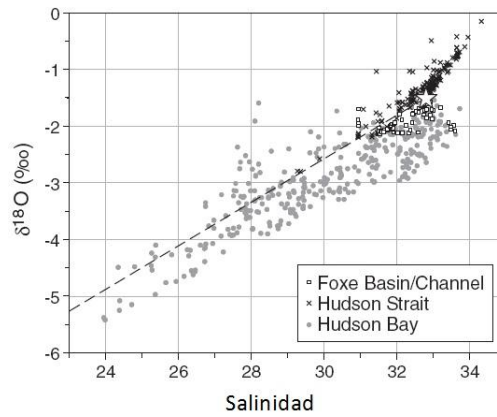


Fig. 6.9 : Relación Salinidad vs $\delta^{18}\text{O}$ en la Bahía de Hudson y aguas adyacentes en el verano de 2005.

Otro tema que debe tenerse en cuenta es que la especiación química de los compuestos estudiados también condiciona su comportamiento durante la mezcla estuarial. A manera de ejemplo, vale la pena comentar el comportamiento de los compuestos de fósforo en este tipo de ambiente, tal y como fue informado -entre otros- por Lin *et al.* (2012) en el estuario de St.Louis Bay, en el norte del Golfo de México. En este estudio se observó que las concentraciones de las distintas especies de P variaban dramáticamente a lo largo del mencionado estuario, mostrando un comportamiento no conservativo durante la mezcla estuarial con procesos de remoción, adición y transformación en función a sus respectivas especies químicas y a las condiciones de mezcla del estuario (**Fig. 6.10**).

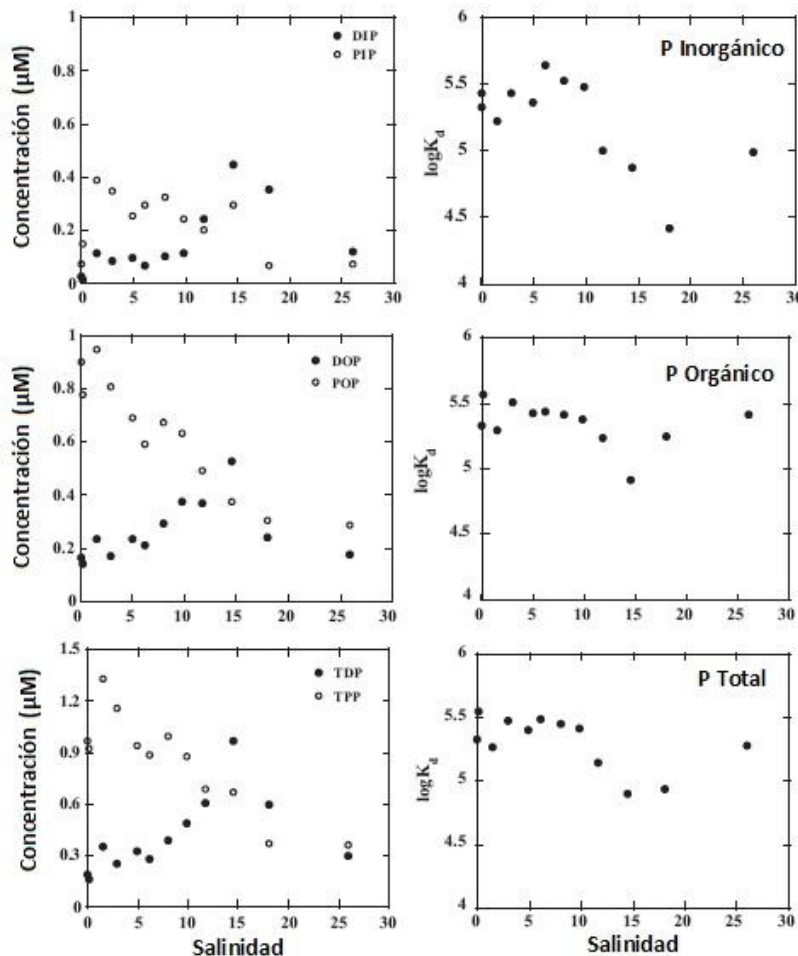


Fig. 6.10: Partición de P total, orgánico e inorgánico entre las fases disuelta y particulada, y sus coeficientes de distribución (K_d) en la Bahía de St.Louis durante 2009.

Tal y como se ve en la **Fig. 6.10**, hay una considerable disminución del fósforo particulado total (TPP) entre salinidades de 0 a 15, lo que indica al río como fuente de fósforo particulado. Simultáneamente se observa un aumento significativo del fósforo disuelto total (TDP) a salinidades menores a 15, sugiriendo la existencia de procesos de desorción y liberación de P a partir de las partículas fluviales transportadas hacia la zona de mezcla estuarial. Esto indicó la ocurrencia de procesos de transformación entre las fases particulada y disuelta durante la mezcla estuarial en St. Louis Bay. Además, la disminución en la concentración de fósforo orgánico particulado (POP) fue mucho mayor que la de fósforo inorgánico particulado (PIP), mientras que el aumento de la de fósforo inorgánico disuelto (DIP) fue ligeramente superior a la del fósforo orgánico disuelto (DOP), señalando la existencia de una transformación activa entre las fases particulada y disuelta.

Cuando la salinidad fue de 20 o más, disminuye significativamente la influencia del agua del río y predomina el agua de mar en la zona de transición, lo que genera una marcada declinación en las concentraciones de casi todas las especies de P, aunque las de POP y TPP se mantienen invariables o aumentan ligeramente (**Fig. 6.10**). A su vez, la disminución en las concentraciones de DIP y DOP no estuvo asociada a aumento en las de PIP y POP en las aguas costeras de alta salinidad. De esta manera, mientras que los procesos estuariales de mezcla son importantes para controlar los ciclos biogeoquímicos del P en las regiones superior y media del estuario, el consumo biológico *in situ* y los procesos de regeneración pasan a ser los dominantes en el estuario inferior y en las aguas costeras. Precisamente esos cambios en los mecanismos de control entre las zonas superior e inferior del estuario se reflejan en las variaciones en la especiación química del P.

Este comportamiento no conservativo en la mezcla estuarial en el que se observan concurrentemente ambos procesos, remoción y adición, fue observado exclusivamente para las especies de fósforo, pero no para los otros nutrientes del sistema (por ejemplo, compuestos de nitrógeno o de silicio) (Cai *et al.*, 2012). Además vale destacar que el comportamiento no conservativo del P fue también descrito para otros estuarios en diferentes lugares del mundo (por ejemplo, Balls, 1994; Conley *et al.*, 1995; Fang, 2000), así como también para otros elementos en ambientes de mezcla estuarial, como estroncio (Sr) en el estuario inferior del río Mississippi (Xu y Marcantonio, 2007), o galio (Ga) y zirconio (Zr) en el estuario del río Columbia (McAlister y Orians, 2012), entre otros.

Según lo que se ha expresado previamente, los estuarios son zonas de transición entre agua de río y de mar donde se producen importantes procesos geoquímicos, que afectan el flujo de muchos elementos entre los continentes y los océanos. Uno de los métodos que más se ha utilizado para cuantificar este tipo de procesos geoquímicos en el medio marino es la evaluación de radionucleidos, especialmente el uranio (U) y sus productos de decaimiento, que -según las condiciones del medio- pueden presentar comportamientos conservativo o no conservativo en la zona de mezcla estuarial (Moore, 1992). En este sentido resulta importante destacar que el U suele estar fuertemente asociado a partículas grandes y a coloides (Porcelli *et al.*, 1997; Andersson *et al.*, 1998). Las evidencias experimentales indican que las partículas de aguas fluviales y estuariales con altas concentraciones de Fe están fuertemente enriquecidas en U, observándose que los óxidos e hidróxidos de Fe son los principales responsables de la incorporación de U particulado (Andersson *et al.*, 1998). Por otro lado, el transporte de U en el agua del río está dominado por los coloides, y la dinámica coloidal resulta determinante para definir el

comportamiento de este elemento en el estuario (Porcelli *et al.*, 1997). De esta manera, se puede sostener que la adsorción y desorción sobre coloides y partículas grandes en el área de más bajas salinidades de la zona de mezcla es un mecanismo de control importante sobre la geoquímica de U en el estuario. Por otro lado, se observan cambios bruscos en las condiciones de equilibrio termodinámico donde el agua dulce comienza a mezclarse con la marina (Morris *et al.*, 1978; Morris, 1986), y justamente el comportamiento no conservativo de algunos elementos ha sido atribuido a esos procesos de baja salinidad (Salomons y Förstner, 1984). En este sentido vale la pena mencionar el estudio de Andersson *et al.* (2001) sobre el estuario del río Kalix, en el Golfo de Botnia (Mar Báltico). El comportamiento de los coloides en el estuario es importante para la remoción de U a salinidades muy bajas, y su posterior intercambio entre diferentes transportadores de U. En el caso del mencionado estudio, el material particulado en suspensión y los coloides en el agua de río están dominados por óxidos e hidróxidos de Fe y materia orgánica autigénicos (Ingri *et al.*, 2000).

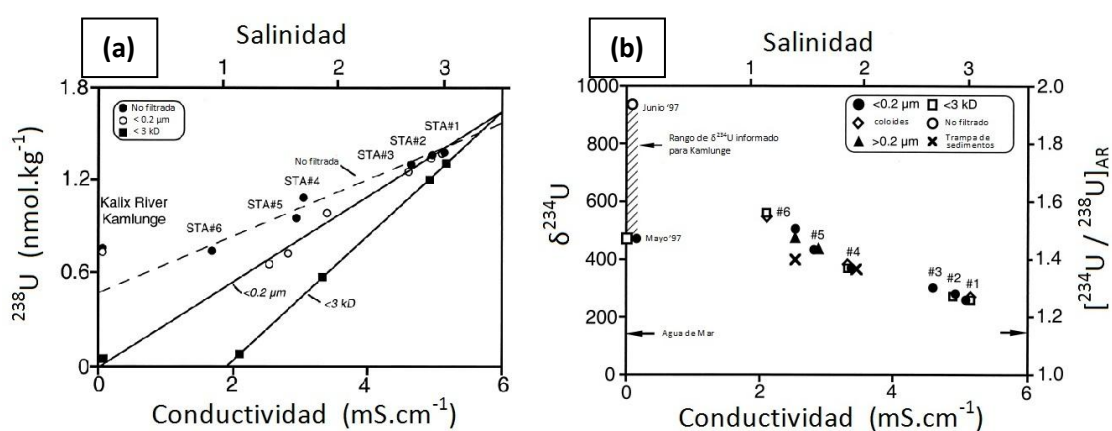


Fig. 6.11: (a) Concentraciones de ^{238}U en agua no filtrada, filtrada a 0.2 μm , y filtrada a 3 kD en agua del río Kalix y de su zona estuarial. (b) Relaciones entre Conductividad / Salinidad y $\delta^{234}\text{U}$ en agua filtrada a 0.2- μm y 3-kD, y coloides de 3-kD del estuario del río Kalix y del agua fluvial.

Durante la fase inicial de la mezcla estuarial, el U asociado a coloides orgánicos-Fe es removido a salinidades muy bajas. Esta remoción se produce por agregación coloidal a partículas grandes que pueden precipitarse en tiempos muy breves. Simultáneamente, hay también una desorción de U desde los coloides orgánico-Fe y re-asociación con otras fases coloidales transportadoras. Durante la mezcla estuarial se produce un cambio en la fase coloidal transportadora, que incluye la adsorción a fases orgánicas (como ácidos húmicos). Así, se ha informado que una fracción muy significativa del U (hasta 80%) forma complejos con las sustancias húmicas durante la mezcla estuarial (Mann & Wong, 1992). La asociación adicional con coloides no necesariamente resulta en una remoción neta de U, porque las fases coloidales no están agregadas a partículas precipitables en la zona de baja salinidad (Gustafsson and Gschwend, 1997; Gustafsson *et al.*, 2000).

El estudio del comportamiento de los constituyentes disueltos en la mezcla estuarial resulta muy importante para los estudios de caracterización y dinámica geoquímica en este tipo de ambientes. Además de las características propias del elemento/compuesto considerado, otros factores deben ser incluidos en el análisis para obtener una imagen integral de este proceso. Así vale la pena destacar el rol de las partículas suspendidas, el tipo de partícula, la presencia/ausencia de sedimentos capaces de remover el

elemento/compuesto de la solución, la carga electrolítica del agua (claro indicador de la zona de mezcla), la presencia de núcleos externos de captación del elemento/compuesto (partículas grandes, coloides), así como cambios que se pueden registrar a partir de obras humanas que modifican la dinámica del sistema natural (por ej., endicamientos de ríos).

REFERENCIAS

- Aké-Castillo J.A., Vázquez G. 2008. Phytoplankton variation and its relation to nutrients and allochthonous organic matter in a coastal lagoon on the Gulf of Mexico. *Est. Coast. Shelf Sc.* 78: 705-714.
- Alberti G., Biesuz R., D'Agostino G., Scarponi G., Pesavento M. 2007. Strong copper(II) species in estuarine and sea waters investigated by a method with high detection window. *Talanta* 71: 706-714.
- Andersson P.S., Porcelli D., Wasserburg G.J., Ingri J. 1998. Particle transport of ^{234}U - ^{238}U in the Kalix River and in the Baltic Sea. *Geoch. et Cosmoch. Acta* 62: 385-392.
- Andersson P.S., Porcelli D., Gustafsson Ö., Ingri J., Wasserburg G.J. 2001. The Importance of colloids for the behavior of uranium isotopes in the low-salinity zone of a stable estuary. *Geoch. et Cosmoch. Acta* 65: 13-25.
- Balls P.W. 1994. Nutrient inputs to estuaries from nine Scottish east coast rivers: influence of estuarine processes on inputs to the North Sea. *Est. Coast. Shelf Sc.* 39: 329-352.
- Barth S. 1998. ^{11}B / ^{10}B variations of dissolved boron in a freshwater – seawater mixing plume (Elbe estuary, North Sea). *Mar. Chem.* 62: 1-14.
- Batchelli S., Muller F.L.L., Baalousha M., Lead J.R. 2009. Size fractionation and optical properties of colloids in an organic-rich estuary (Thurso, UK). *Mar. Chem.* 113: 227-237.
- Brandenberger J., Louchouart P., Herbert B., Tissot P. 2004. Geochemical and hydrodynamic controls on arsenic and trace metal cycling in a seasonally stratified US sub-tropical reservoir. *Appl. Geochem.* 19: 1601-1623.
- Braun J.-J., Ngoupayou J.R.N., Viers J., Dupre B., Bedimo J.-P., Boeglin J.-L., Robain H., Nyeck B., Freydier R., Nkamdjou L.S., Roullier J., Muller J.-P. 2005. Present weathering rates in a humid tropical watershed: Nsimi, South Cameroon. *Geoch. Cosmoch. Acta* 69:1 357-387.
- Brown M.T., Bruland K.W. 2009. Dissolved and particulate aluminum in the Columbia River and coastal waters of Oregon and Washington: Behavior in near-field and far-field plumes. *Est. Coast. Shelf Sc.* 84: 171-185.
- Burton J.D., Liss P.S. (Eds) 1976. *Estuarine Chemistry*, Academic Press, London (U.K.), 229 pp.
- Bustillo V., Victoria R.L., Sousa de Moura J.M., Castro V.D., Andrade Toledo A.M., Collicchio E. 2011. Facteurs de contrôle du bilan biogéochimique de l'Amazonie et modélisation statistique associée. *Comptes Rendus Geosc.* 343: 261-277.
- Cai Y., Guo L., Wang X., Mojzis A.K., Redalje D.G. 2012. The source and distribution of dissolved and particulate organic matter in the Bay of Saint Louis, Miss. *Est. Coast. Shelf Sc.* 96: 96-104.
- Cloern J.E., Jassby A.D., Thompson J.K., Hieb K.A. 2007. A cold phase of the East Pacific triggers new phytoplankton blooms in San Francisco Bay. *Proc. Nat. Acad. Sc.* 104: 18561-565.
- Conley D.J., Smith W.M., Cornwell J.C., Fisher T.R. 1995. Transformation of particle-bound phosphorus at the land-sea interface. *Est. Coast. Shelf Sc.* 40: 161-176.
- Cravo A., Madureira M., Rita F., Silva A.J., Bebianno M.J. 2003. Nutrient concentrations in coastal waters: impact of the Guadiana river. *Ciencias Marinas* 29: 483-495.
- Cravo A., Madureira M., Felicia H., Rita F., Bebianno M.J. 2006. Impact of outflow from the Guadiana river on the distribution of suspended particulate matter and nutrients in the adjacent coastal zone. *Est. Coast. Shelf Sc.* 70: 63-75.
- Culkin F. 1965. The major constituents of sea water. En: Riley J.P., Skirrow G. (Eds.), *Chemical Oceanography*, Vol. 1., Academic Press, London, pp. 121-161.
- Dabrin A., Schäfer J., Blanc G., Strady E., Masson M., Bossy C., Castelle S., Girardot N., Coynel A. 2009. Improving estuarine net flux estimates for dissolved cadmium export at the annual timescale: Application to the Gironde Estuary. *Est. Coast. Shelf Sc.* 84: 429-439.
- Dalzell B.J., Minor E.C., Mopper K.M. 2009. Photodegradation of estuarine dissolved organic matter: a multi-method assessment of DOM transformation. *Org. Geochem.* 40: 243-257.
- Dauvin J.-C., Ruellet T. 2009. The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems?. *Mar. Poll. Bull.* 59: 38-47.

- Elderfield H., Upstill-Goddard H., Sholkovitz E.R. 1990. The rare earth elements in rivers, estuaries, and coastal seas and their significance to the composition of ocean waters. *Geoch. Cosmoch. Acta* 54: 971-991.
- Ellis P.S., Shabani A.M.H., Gentle B.S., McKelvie I.D. 2011. Field measurement of nitrate in marine and estuarine waters with a flow analysis system utilizing on-line zinc reduction. *Talanta* 84: 98-103.
- Fang T.H. 2000. Partitioning and behaviour of different forms of phosphorus in the Tanshui Estuary and one of its tributaries, Northern Taiwan. *Est. Coast. Shelf Sc.* 50: 689–701.
- Fanning K.A., Maynard V.I. 1978. Dissolved boron and nutrients in the mixing plumes of major tropical rivers. *Netherlands J. Sea Res.* 12: 345–354.
- Gašparović B., Djakovic T., Tepić N., Degobbi D. 2011. Relationships between surface-active organic substances, chlorophyll *a* and nutrients in the northern Adriatic Sea. *Cont. Shelf Res.* 31: 1149-60.
- Gordalla B.C. 2011. Standardized methods for water quality assessment. *Treat. Water Sc.* 3: 263-302.
- Granskog M.A., Kusic Z.Z.A., Azetsu-Scott K., Macdonald M.W. 2011. Distributions of runoff, sea-ice melt and brine using $\delta^{18}\text{O}$ and salinity data – A new view of freshwater cycling in Hudson Bay. *J. f Mar. Syst.* 88: 362-374.
- Guo W., Stedmon C.A., Han Y., Wu F., Yu X., Hu M. 2007. The conservative and non-conservative behavior of chromophoric dissolved organic matter in Chinese estuarine waters. *Mar. Chem.* 107: 357-366.
- Gustafsson Ö., Gschwend P.M. 1997. Aquatic colloids: concepts, definitions and current challenges. *Limnol. Oceanogr.* 42: 519–528.
- Gustafsson O., Widerlund A., Andersson P.S., Ingri J., Roos P., Ledin A. 2000. Colloid dynamics and transport of major elements through a boreal river-brackish bay mixing zone. *Mar. Chem.* 71: 1-21.
- Humborg C., Ittekkot V., Cociasu A., Budengen B.V. 1997. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature* 336: 385-388.
- Hunt D.T.E., Foster P. 1985. Dissolved silicon in a North Wales catchment of high relief. *Wat. Res.* 19: 465-470.
- Ingri J., Widerlund A., Land M., Gustafsson Ö., Andersson P.S., Öhlander B. 2000. Temporal variations in the fractionation of the rare earth elements in a boreal river; the role of colloidal particles. *Chem. Geology* 166: 23–45.
- Lin P., Chen M., Guo L. 2012. Speciation and transformation of phosphorus and its mixing behavior in the Bay of St. Louis estuary in the northern Gulf of Mexico. *Geoch. Cosmoch. Acta* 87: 283–298.
- Liss P.S. 1976. Conservative and non-conservative behaviour of dissolved constituents during estuarine mixing. *En: Burton, Liss, (Eds), Estuarine Chemistry*, Acad. Press, London. 93-130.
- Liss P.S., Spencer C.P. 1970. Abiological processes in the removal of silicate from seawater. *Geoch. Cosmoch. Acta* 34: 1073-88.
- Liss P.S., Pointon M.J. 1973. Removal of dissolved boron and silicon during estuarine mixing of sea and river waters. *Geoch. Cosmoch. Acta* 37: 1493-98.
- Mahmoudi H., Spahis N., Abdul-Wahab S.A., Sablani S.S., Goosen M.F. 2010. Improving the performance of Seawater Greenhouse desalination system by assessment of simulation models for different condensers. *Renew. Sust. Energy Rev.* 14: 2182-88.
- Mann D.K., Wong G.T.F. 1992. “Strongly bound” uranium in marine waters: Occurrence and analytical implications. *Mar. Chem.* 42: 25–37.
- McAlister J., Orians K. 2012. Calculation of river-seawater endmembers and differential trace metal scavenging in the Columbia River plume. *Est. Coast. Shelf Sc.* 99: 31-41.
- Middelburg J.J., Herman P.M.J. 2007. Organic matter processing in tidal estuaries. *Mar. Chem.* 106: 127-147.
- Millero F.J., Feistel R., Wright D.G., McDougall T.J. 2008. The composition of standard seawater and the definition of the reference – composition salinity scale. *Deep-Sea Res. I* 55: 50-72.
- Moore W.S. 1992. Radionuclides of the U and thorium decay series in the estuarine environment. *En: Ivanovich, Harmon (Ed.), U-series Disequilibrium: Applications to Earth, Marine and Environmental Sciences*, Clarendon Press Oxford, U.K., 396–422.
- Morris A.W., Mantoura R.F.C., Bale A.J., Howland R.J.M. 1978. Very low salinity regions of estuaries: important sites for chemical and biological reactions. *Nature* 274: 678–680.
- Morris A.W. 1986. Removal of trace metals in the very low salinity region of the Tamar estuary, England. *Sc. Tot. Env.* 49: 297-304.
- Ollivier P., Radakovitch O., Hamelin B. 2011. Major and trace element partition and fluxes in the Rhône River. *Chem. Geology* 285: 15-31.
- Pokrovsky O.S., Schott J. 2002. Iron colloids/organic matter associated transport of major and trace

- elements in small boreal rivers and their estuaries (NW Russia). *Chem. Geology* 190: 141-179.
- Popovich C.A., Marcovecchio J.E. 2008. Spatial Variability of Phytoplankton and Environmental Factors in a Temperate Estuary of South América (Atlantic Coast, Argentina). *Cont. Shelf Res.* 28: 236-244.
- Popovich C.A., Spetter C.V., Marcovecchio J.E., Freije R.H. 2008. Dissolved nutrients availability during winter diatom bloom in a turbid and shallow estuary (Bahía Blanca, Argentina). *J. Coast. Res.* 24: 95-102.
- Porcelli D., Andersson P.S., Wasserburg G.J., Ingri J., Baskaran M. 1997. The importance of colloids and mires for the transport of uranium isotopes through the Kalix River watershed and the Baltic Sea. *Geoch. Cosmoch. Acta* 61: 4095-4113.
- Rabalais N.N., Wiseman W.J., Turner R.E., Justic D.E., Sen Gupta B.K., Dortch Q. 1996. Nutrient exchanges in the Mississippi river and system responses on the adjacent continental shelf. *Estuaries* 19: 396-407.
- Riley J.P., Chester R. 1971. *Introduction to Marine Chemistry*, Academic Press, London, 465 pp.
- Salomons W., Kerdlik H., van Pagee H., Klomp R., Schreur A. 1988. Behavior and impact assessment of heavy metals in estuary and coastal zone. *En: Seeliger, Lacerda, Patchineelam. (Eds), Metals in Coastal Environments of Latin America*, Springer-Verlag, New York, 159-198.
- Salomons W., Förstner U. 1984. *Metals in the Hydrocycle*. Springer-Verlag, New York, 436 pp.
- Sánchez-Rodas D., Gómez-Ariza J.L., Giráldez I., Velasco A., Morales E. 2005. Arsenic speciation in river and estuarine waters from southwest Spain. *Sc. Tot.Env.* 345: 207-217.
- Shiller A.M., Boyle E.A. 1991. Trace elements in the Mississippi River Delta outflow region: Behavior at high discharge. *Geoch. Cosmoch. Acta* 55: 3241-51.
- Spencer R.G.M., Baker A., Ahad J.M.E., Cowie G.L., Ganeshram R., Upstill-Goddard R.C., Uher, G. 2007. Discriminatory classification of natural and anthropogenic waters in two U.K. estuaries. *Sc. Tot. Env.* 373: 305-323.
- Telesh I.V., Khlebovich V.V. 2010. Principal processes within the estuarine salinity gradient: A review. *Mar. Poll. Bul.* 61: 149-155.
- Turekian K.K. 1971. Rivers, tributaries and estuaries. In: Hood (Ed), *Impingement of Man on the Oceans*, Wiley-Interscience, New York, 9-73.
- Uncles R.J., Stephens J.A. 2010. Turbidity and sediment transport in a muddy sub-estuary. *Est. Coast Shelf Sc.* 87: 213-224.
- Uppström L.R. 1974. The boron/chlorinity ratio of seawater from the Pacific Ocean. *Deep Sea Res.* 21: 161-162.
- Windom H., Niencheski F. 2003. Biogeochemical processes in a seawater – freshwater mixing zone in permeable sediments along the coast of Southern Brazil. *Mar. Chem.* 83: 121-130.
- Windom, H., Moore W.S., Niencheski L.F.H., Jahnke R.A. 2006. Submarine groundwater discharge: a large, previously unrecognized source of dissolved iron to the South Atlantic Ocean. *Mar. Chem.* 102: 252-266.
- Worsfold P.J., Gimbert L.J., Mankasingh U., Omaka O.N., Hanrahan G., Gardolinski P.C., Haygarth P.M., Turner B.L., Keith-Roach M.J., McKelvie I.D. 2005. Sampling, sample treatment and quality assurance issues for the determination of phosphorus species in natural waters and soils. *Talanta* 66: 273-293.
- Xu Y., Marcantonio F. 2007. Strontium isotope variations in the lower Mississippi River and its estuarine mixing zone. *Mar. Chem.* 105: 118-128.

CAPÍTULO 7

CICLO BIOGEOQUÍMICO DE LOS NUTRIENTES EN ESTUARIOS.

Carla V. Spetter, Rubén H. Freije y Jorge E. Marcovecchio.

La dinámica físico-química y las características ecológicas de los estuarios están fuertemente influenciadas por la descarga de agua dulce desde la tierra y el intercambio de agua con el océano adyacente (Gobler *et al.*, 2005). El aporte de agua dulce influye en la hidrografía estuarial creando gradientes de salinidad y estratificación, asegurando un gran transporte de sedimentos, materia orgánica y nutrientes hacia el estuario (Flindt *et al.*, 1999). Los estuarios son sitios claves en donde los procesos biogeoquímicos modifican los flujos de nutrientes desde el medio terrestre hacia el mar.

Un *ciclo biogeoquímico* es la transformación biológica de los elementos que causa su reciclado total (Atlas y Bartha, 2002). El término *biogeoquímica* se refiere a la repartición y al ciclado de diferentes compuestos (entre ellos nutrientes) entre los componentes bióticos (vivos) y abióticos (no vivos) de un ecosistema (DeBusk, 1999). Los *ciclos biogeoquímicos* describen el movimiento y la conversión de los materiales por medio de la actividad bioquímica que se producen en la atmósfera, la hidrosfera y la litosfera. Éstos, comprenden transformaciones físicas como disolución, precipitación, volatilización y fijación; transformaciones químicas como biosíntesis, biodegradación y biotrans-formaciones óxido-reductoras; y diversas combinaciones de cambios físicos y químicos; estas transformaciones pueden causar translocaciones espaciales de materiales como por ejemplo desde la columna de agua al sedimento o viceversa (Atlas y Bartha, 2002). Por lo tanto, los *ciclos biogeoquímicos de los nutrientes* relacionan un conjunto de procesos que regulan su presencia, concentración y especiación química dentro de un ecosistema.

El ciclo global de nitrógeno (N) a menudo regula el secuestro del dióxido de carbono (CO₂) atmosférico en el fitoplancton marino, y la exportación de carbono (C) y elementos asociados desde el agua oceánica superficial (Falkowski, 1997). Los ciclos de C, N, fósforo (P) y oxígeno (O) están inextricablemente ligados por una serie de procesos de retroalimentación (feedbacks), muchos de los cuales están a su vez ligados a la historia de la tierra y la evolución de la vida en ella (Falkowski, 1997; Hulth *et al.*, 2005).

El objetivo de este capítulo es presentar una visión general del transporte y el reciclaje de los nutrientes inorgánicos de N, P y silicio (Si) en los estuarios.

Los nutrientes en el estuario

En un estuario, como en cualquier sistema acuático, el crecimiento del fitoplancton es de gran importancia debido a que constituye la base de la cadena alimenticia necesaria para mantener las redes tróficas. Este proceso denominado *fotosíntesis* requiere, además de la radiación solar y del dióxido de carbono (CO₂), de ciertos elementos (macronutrientes) que son tomados directamente del agua por los organismos. Los nutrientes son asimilados por los productores primarios (fitoplancton), que a su vez sirven de alimento a los productores secundarios (zooplancton y peces) (**Fig. 1**). Las bacterias descomponen la materia orgánica, las plantas y algas muertas y los tejidos de animales, lo que permite recuperar el nivel de nutrientes en el sistema acuático. El crecimiento de los productores primarios está controlado por los nutrientes limitantes (C, N, P y Si; principalmente), un elemento que se encuentra muy poco disponible en relación con la cantidad del mismo requerida en los tejidos. Redfield (1934) estableció que la relación estequiométrica de los

principales elementos presentes en el plankton es C:N:P = 106:16:1; luego Brzezinski (1985) agregó que para el caso de las diatomeas marinas la relación Si:N sería 16:16. Estudios realizados posteriormente, determinaron que estas mismas relaciones se repitieron en algas de agua dulce y en los elementos involucrados en la oxidación de la materia orgánica presente en el agua de mar y de allí se sugirió que si bien estas relaciones no representan la proporción disponible en la cual se encuentran estos elementos en el agua de mar, un cambio en estas relaciones resultaría de la actividad biológica presente (Redfield *et al.*, 1963; Hoppema and Goeyens, 1999).

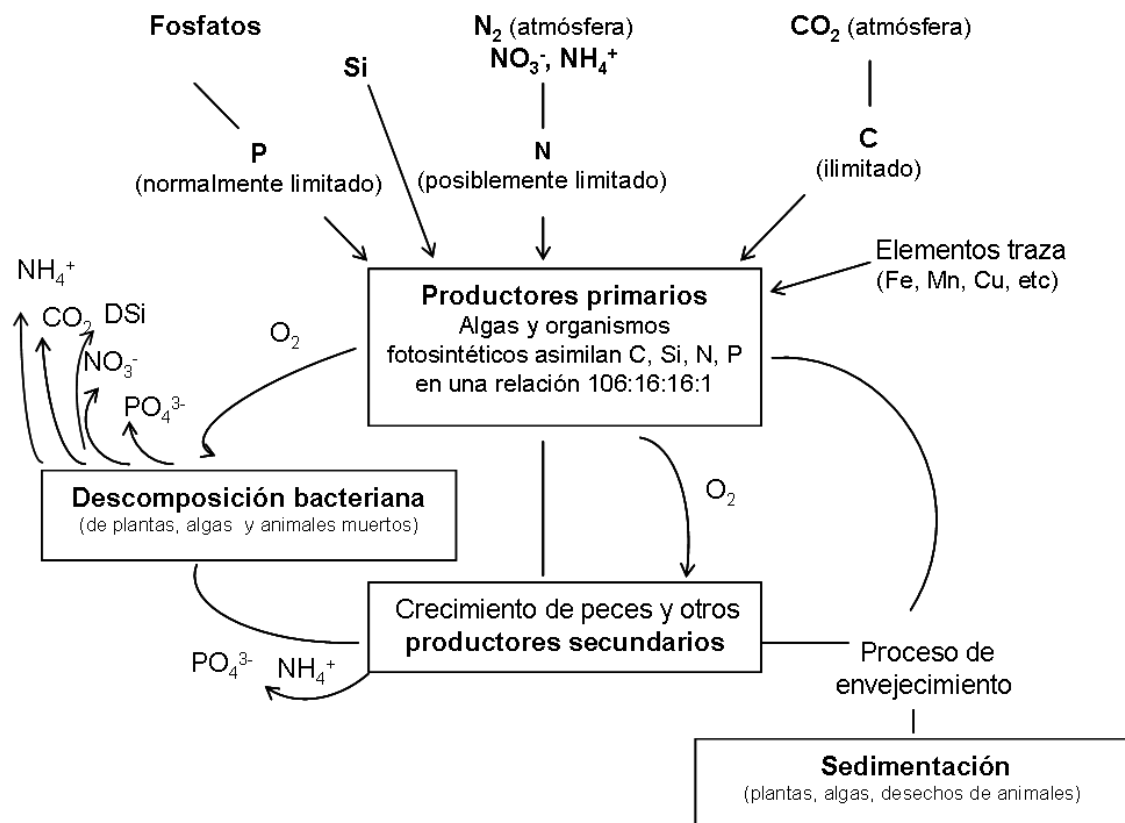


Fig. 1: Representación esquemática general de los procesos involucrados en el ciclo de nutrientes en un estuario. (DSi = Sílice disuelta)

Pueden distinguirse tres mecanismos básicos de reciclado interno de nutrientes en un estuario: el primero está relacionado con la excreción y el pastoreo por parte del zooplancton; el segundo se refiere a la liberación de nutrientes desde el agua intersticial mediada por una remineralización microbial; y por último, el tercero consiste en el intercambio, en estado estacionario, de los nutrientes presentes en la fase particulada (fitoplancton, sedimentos) y en la fase disuelta (Smayda, 1992).

Los procesos de mineralización en los estuarios juegan un rol principal en la superficie de los sedimentos (Srithongouthai *et al.*, 2003). Éstos, funcionan como un reservorio de especies disueltas para la columna de agua, básicamente a través de la difusión molecular vía agua intersticial. Así, los procesos biogeoquímicos que ocurren en los sedimentos pueden alterar la calidad del agua sobreyacente, principalmente cuando factores tales como turbulencia e hidrodinámica aumentan los intercambios químicos entre el agua y el sedimento (Baumgarten *et al.*, 2001).

Aporte de nutrientes a un estuario

Los nutrientes pueden ingresar al estuario por diferentes vías. Esto incluye fuentes difusas o puntuales, tales como desagües, desechos urbanos e industriales, aportes por ríos, descarga de aguas subterráneas y aportes atmosféricos. Entre estas fuentes, también se incluyen la excreción de los animales, la descomposición de animales y vegetales muertos, y los aportes provenientes de los fertilizantes usados en la agricultura (Galloway, 2005).

Los ríos transportan una importante carga de material soluble y particulado que proviene de los lixiviados y escorrentías de la cuenca que drenan. Existe una relación directa entre la carga de nutrientes en los ríos y arroyos y el uso de la (en especial con las prácticas agrícola-ganaderas, Tappin, 2002; Limbozzi y Leitão, 2008). En los últimos años, la carga de nutrientes en los ríos, arroyos y estuarios se ha ido incrementando fundamentalmente a causa de las actividades humanas desarrolladas sobre la tierra, como por ejemplo, el uso de fertilizantes inorgánicos y pesticidas en agricultura, la producción animal y la descarga de desechos industriales y municipales (Raboubille et al., 2001; Caccia y Boyer, 2007).

El ingreso de nutrientes proveniente del agua subterránea se ha comenzado a evaluar hace unos pocos años y, si bien en algunos casos no se lo tiene en cuenta pues suele ser (en volumen) relativamente menor que el aporte fluvial o atmosférico, estudios realizados por la *National Ground Water Association* (NGWA) revelan la incidencia de este aporte como fuente de nitrógeno en los estuarios y costas. Kim y Swarzenski (2010), por otro lado, concluyen que la descarga de agua subterránea submarina está asociada a la entrada de nutrientes “nuevos” en muchos ambientes costeros. Cabe destacar que en el caso del P, el PO_4^{3-} ingresa a través del agua subterránea por el lixiviado de gruesos suelos arenosos, los cuales tienen pobre capacidad de retención del P.

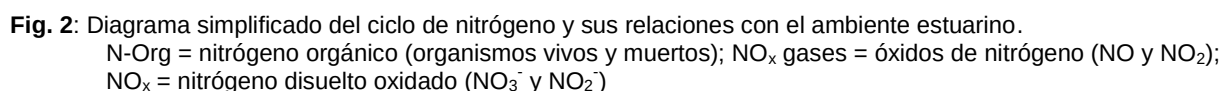
El aporte atmosférico es importante especialmente para el caso del nitrógeno, el cual constituye el 79 % de los gases de la atmósfera. En este caso, el ingreso de los elementos se puede dar a través de la *depositación atmosférica* y, para el caso del nitrógeno además por *fijación biológica* del N_2 . La *depositación atmosférica* ocurre cuando las partículas presentes en el aire, tanto de origen orgánico como inorgánico, de fuentes naturales o antropogénicas, caen sobre la tierra o los cuerpos de agua. La *depositación húmeda* incluye la mezcla de gases y partículas que son arrastradas por la precipitación (principalmente en forma de lluvia) (EPA, 2007).

EL CICLO DEL NITRÓGENO

El *nitrógeno* (N) es un elemento biogénico esencial para la vida y es el constituyente más común de los tejidos vivos, después del O, C e hidrógeno (H), pues es un componente importante de los aminoácidos, ácidos nucleicos, aminoazúcares, clorofila y otras moléculas orgánicas (Vaccaro, 1965; Brock y Madigan, 1993; Atlas y Bartha, 2002).

En la atmósfera la mayoría del nitrógeno presente está como nitrógeno molecular inerte (N_2) y, en menor escala, como óxidos de nitrógeno (NO y NO_2) y amoníaco (NH_3) (**Fig. 2**). En el agua, el N se encuentra en forma inorgánica como amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) y nitrito (NO_2^-), que son formas biodisponibles para las plantas y algas, y a cuya suma de estas especies se la denomina *Nitrógeno Inorgánico Disuelto* (en inglés, *DIN*, Dissolved Inorganic Nitrogen). También se halla en forma orgánica como *Nitrógeno Orgánico Disuelto* (en inglés, *DON*, Dissolved Organic Nitrogen) (urea y aminoácidos) y *Nitrógeno Orgánico Particulado* (en inglés, *PON*, Particulate Organic Nitrogen) (fitoplancton y detritus orgánico). La suma de las concentraciones de todas estas especies en agua se la conoce como

Luego, el N es transportado en el estuario a través de la cadena trófica y liberado por medio de la excreción de productos de desechos metabólicos así como de la descomposición de organismos muertos (**Fig. 2**).



Los procesos que afectan al ciclo, la retención y la liberación del N en un estuario son (**Fig. 3**):

Fijación de N_2 : es el proceso por el cual determinados organismos son capaces de absorber el nitrógeno molecular (N_2) y convertirlo en amoníaco (NH_3) o amonio (NH_4^+) a través de una reducción enzimática con lo cual éste es incorporado a la materia orgánica. En los estuarios la mayor parte de la fijación dada por los organismos planctónicos la realizan las cianobacterias (o algas azul-verdosas) (Herbert, 1999).

Asimilación: es la conversión del N inorgánico (NH_4^+ y NO_3^-) a N orgánico a través de la absorción del fitoplancton y otras plantas acuáticas. La utilización preferencial del fitoplancton sobre las distintas especies nitrogenadas disueltas ocurre en la siguiente secuencia: $NH_4^+ > NO_3^- > NO_2^-$; sin embargo, si la cantidad de N disponible es menor que lo demandado por el fitoplancton, la utilización de diferentes formas de N ocurre de acuerdo a su disponibilidad (Dugdale, 1985; Smayda, 1992; Kudela y Dugdale, 2000).

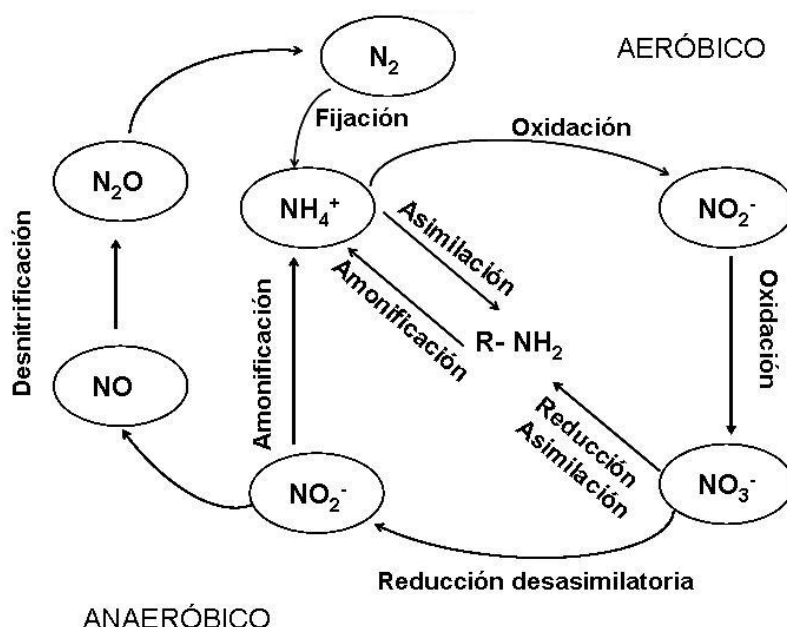


Figura 3: Diagrama del ciclo biogeoquímico del nitrógeno.

Amonificación: es el proceso primario que convierte el N orgánico reducido ($R-NH_2$) a N inorgánico reducido (NH_4^+) a través de la acción de los microorganismos (bacterias). Las bacterias se pueden encontrar flotando libremente en la columna de agua o adheridas a la materia orgánica o inorgánica suspendida. Éste, es una parte del proceso general de descomposición en donde las bacterias heterotróficas (bacterias no fotosintetizadoras) usan la materia orgánica como fuente de energía y convierten el N orgánico en NH_4^+ . Los compuestos orgánicos que contienen N, se rompen en moléculas más pequeñas y por último se convierten en NH_4^+ , el cual puede ser utilizado como nutriente por los microorganismos o difundir hacia la columna de agua.

Nitrificación: es el proceso aeróbico por el cual los microorganismos oxidan el NH_4^+ a NO_3^- . Es una combinación de dos procesos bacteriales: un grupo de organismos oxida NH_4^+ a NO_2^- (*Nitrosomonas* spp.) y luego otro grupo diferente oxida NO_2^- a NO_3^- (*Nitrobacter* spp.). Sin embargo, los dos procesos están muy relacionados y no se llega a producir una

acumulación de NO_2^- . Estos grupos de bacterias nitrificantes están usualmente confinados en el agua superficial o a pocos milímetros del sedimento y obtienen la energía a través del proceso de *nitrificación* que es exotérmico. (Koops y Pommerening-Röser, 2001; Risgaard-Petersen *et al.*, 2004))

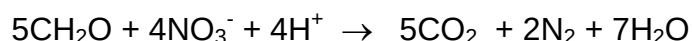
En sedimentos estuarinos, el proceso de *nitrificación* está restringido a la zona oxigenada de la interfase agua – sedimentos (Caffrey *et al.*, 2003; Risgaard-Petersen *et al.*, 2004). Ésta es una fracción sujeta a la colonización por parte de las microalgas bentónicas, las cuales pueden formar una densa capa sobre la superficie de los sedimentos si la luz está presente; de esta manera aumentan la resistencia de la superficie del sustrato a la erosión e incrementan la estabilidad de los sedimentos debido a la producción de sustancias mucilaginosas que ligan las partículas del sedimento en la superficie del fango (Parodi, 2004). Bajo estas condiciones, las algas puede tener un significativo impacto sobre los componentes químicos centrales del metabolismo de las bacterias amonio-oxidantes (por ejemplo, concentración de O_2 , nitrógeno y carbono inorgánico disuelto, y pH) (Risgaard-Petersen *et al.*, 2004). En ambientes estuarinos, la actividad nitrificante muestra usualmente un pico a salinidades intermedias (de Bie *et al.*, 2002) y las bacterias nitrificantes pueden exhibir un óptimo crecimiento y/o actividad durante los meses en los que las temperaturas son mayores (Herbert, 1999; Caffrey *et al.*, 2003).

Reducción Asimilatoria de Nitrato: es un proceso en el cual los iones NO_3^- se pueden incorporar a la materia orgánica por medio de una gran variedad de microorganismos (bacterias, hongos y algas). En este proceso intervienen varios sistemas enzimáticos, entre ellos las reductasas de NO_3^- y NO_2^- , que forman NH_4^+ . La reducción asimilatoria de NO_3^- no causa la acumulación de cantidades elevadas de iones NH_4^+ dado que éste se incorpora relativamente rápido a la materia orgánica. Un exceso de NH_4^+ causa un efecto de retroalimentación negativa que interrumpe la reducción del NO_3^- . Los sistemas enzimáticos que actúan en esta reducción se inactivan en presencia de amoníaco o metabolitos orgánicos nitrogenados reducidos.

Reducción Desasimilatoria de Nitrato: (o Respiración del NO_3^-) es un proceso en el cual, en ausencia de oxígeno, los iones NO_3^- pueden actuar como aceptores finales de electrones. Durante esta reducción, el NO_3^- se transforma en diferentes productos reducidos; simultáneamente se produce la oxidación de la materia orgánica. Las bacterias anaerobias facultativas reducen el NO_3^- a NO_2^- en condiciones anóxicas. El NO_2^- producido se excreta, o bien, se reduce a NH_4^+ vía hidroxilamina (Amonificación del NO_3^-). En este caso, los iones NH_4^+ pueden ser excretados al medio en concentraciones relativamente elevadas. Según Jørgensen (1989), en sedimentos estuarinos, la capacidad de la reducción desasimilatoria de NO_3^- (Amonificación del NO_3^-) se hace máxima en verano, cuando los sedimentos son reducidos progresivamente, y se incrementa con la profundidad del sedimento.

Desnitrificación: es la conversión microbial, mediado por *Pseudomonas* spp., de NO_3^- sucesivamente a: NO_2^- , a óxido nítrico (NO), a óxido nitroso (N_2O) y, finalmente, a N_2 que ocurre en condiciones anaeróbicas en la superficie del sedimento.

Al mismo tiempo que se desnitrifica, la materia orgánica se oxida:



La *desnitrificación* representa un mecanismo importante de remoción del N en estuarios. Los procesos de *nitrificación* y *desnitrificación* a menudo ocurren en el mismo lugar, de manera que gran parte del NO_3^- formado durante la *nitrificación* difunde hacia la zona de desnitrificación anaeróbica donde se reduce a N_2 .

Volatilización del Amonio: Bajo altas condiciones de pH, la concentración de amoníaco (NH_3) es apreciable comparada con la forma ionizada, el NH_4^+ , y puede ser liberado a la atmósfera como gas. Este proceso no es el principal factor en el ciclo del N en estuarios pero puede ser una importante pérdida de N en sistemas poco buffers con alta actividad fotosintética (debido al aumento del pH), o por alteraciones antropogénicas del mismo.

Oxidación Anaeróbica de Amonio: en Inglés “anammox” (ANAerobic AMMonium OXidation). Es la oxidación de NH_4^+ con NO_2^- (como aceptor de electrones) a N_2 , con hidracina (N_2H_4) e hidroxilamina (NH_2OH) como intermediarios, llevada a cabo por bacterias anaeróbicas quimiolitotróficas del grupo *Planctomycetes* (“*Candidatus scalindua sorokinii*”) muy diferentes a las otras bacterias pertenecientes a este grupo que son aeróbicas quimioorganoheterótrofas. La disponibilidad de NO_2^- es un pre-requisito para que la anammox pueda ser importante en los sedimentos. (Strous *et al.*, 1999; Van Niftrik *et al.*, 2004; Dalsgaard *et al.*, 2005)

Difusión: las formas disueltas de N pueden ser transferidas desde el agua de columna hacia el agua intersticial y viceversa, a través de procesos de difusión. Esto se da por medio de gradientes de concentración: un compuesto disuelto en el agua difunde desde la región que lo contiene en mayor concentración hacia la de menor concentración.

Adsorción: es la retención de nitrógeno en el sedimento a través de procesos de intercambio iónico; con lo cual, por ejemplo, el ión NH_4^+ está débilmente unido a partículas del sedimento por atracción electrostática. La mayoría de los sedimentos están negativamente cargados, es por ello, que la retención de NO_3^- no es común.

Sedimentación y resuspensión: el material particulado (inorgánico y/u orgánico) se deposita en el fondo del estuario y es incorporado a los sedimentos, luego con la remoción del sedimento puede retornar a la columna de agua.

Sedimentación y hundimiento: el detrito (tejidos de plantas o algas muertas que se acumulan en la superficie del sedimento formando una pequeña capa) parcialmente descompuesto y demás materia orgánica es gradualmente enterrada e incorporada al sedimento. El material enterrado representa la porción de materia orgánica más resistente a la descomposición.

EL CICLO DEL FÓSFORO

El *fósforo* (P) es un elemento esencial para la vida. Está íntimamente involucrado en la transferencia de energía y en el pasaje de la información genética ya que forma parte del ATP, ADP, ácidos nucleicos (ARN y ADN) y fosfolípidos. El P se encuentra en el suelo, en las rocas, en los organismos y en el agua; pero a diferencia del N, no se lo haya en la atmósfera de manera natural (**Fig. 4**).

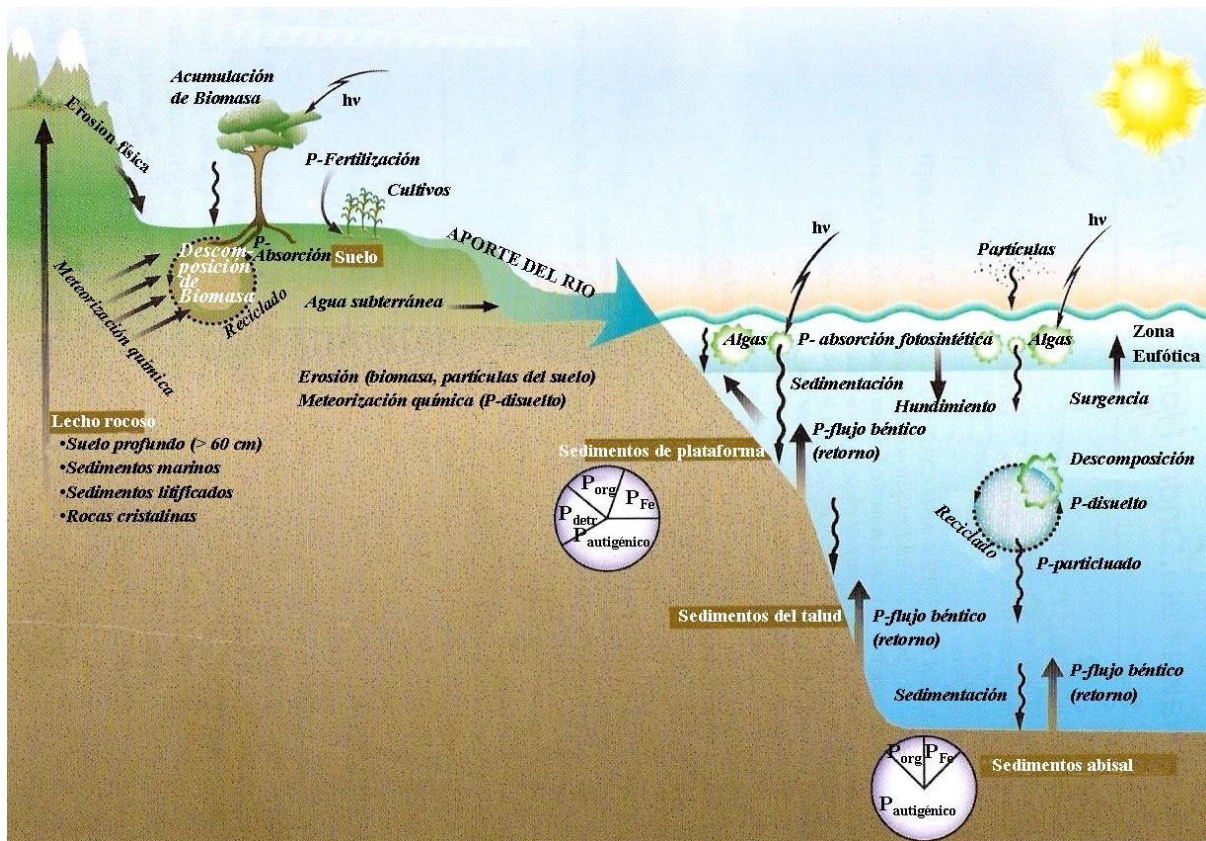


Fig. 4: Diagrama del ciclo biogeoquímico del fósforo y sus relaciones con el ambiente estuario.

En el agua se encuentra formando parte de las especies disueltas y del material particulado en forma de compuestos orgánicos e inorgánicos. El ión predominante es el ortofosfato (PO_4^{3-}) que es la forma biológicamente más disponible de P en el agua. Luego, usualmente está presente como HPO_4^{2-} y H_2PO_4^- , dependiendo del pH. Sin embargo, por simplicidad generalmente se lo refiere bajo la especie PO_4^{3-} , el cual se expresa como *Fósforo Inorgánico Disuelto* (en inglés, *DIP*, Dissolved Inorganic Phosphorus) o bien por un término técnico *Fósforo Reactivo Soluble* (en inglés, *SRP*, Soluble Reactive Phosphorus) haciendo referencia al P filtrable. El ácido fosfórico (H_3PO_4) es prácticamente insignificante. Como se dijo anteriormente, el P se encuentra también formando compuestos orgánicos solubles que son los ácidos nucleicos y que se lo llama *Fósforo Orgánico Disuelto* (en inglés, *DOP*, Dissolved Organic Phosphorus). Por otro lado, se halla de manera insoluble formando parte del *Fósforo Particulado* ($P\text{-part} = P\text{ adsorbido} + P\text{ minerales insolubles} + P\text{ orgánico particulado}$). Al igual que para el N, la suma de todas estas especies es conocida como *Fósforo Total* (en inglés, *TP*, Total Phosphorus) (Fig. 5). Cabe destacar que durante la mayor parte del ciclo del P no se altera el estado de oxidación del elemento. La mayor parte de las transformaciones del P mediadas por microorganismos pueden considerarse como una transferencia de formas fosfatadas insolubles e inmovilizadas a formas solubles o compuestos móviles (Atlas y Bartha, 2002). Aunque el fosfato normalmente no se reduce por acción microbiana, parece ser que algunos microorganismos del sedimento pueden utilizar el fosfato como aceptor terminal de electrones en condiciones ambientales apropiadas, como por ejemplo, en ausencia de sulfato, nitrato y oxígeno (Atlas y Bartha, 2002).

En un estuario, el fitoplancton y otras plantas incorporan a sus células el P, como PO_4^{3-} , para crecer. Luego, se hunde como biodetritus hacia las capas más profundas; mediante la

descomposición de la materia orgánica, los compuestos de P orgánico se rompen en moléculas orgánicas más pequeñas y por último formando iones PO_4^{3-} , los cuales pueden ser devueltos a la capa eufótica por mezcla vertical para ser utilizados por los microorganismos o difundir al sedimento (de Busk, 1999). El zooplankton obtiene el P por el consumo del fitoplancton y luego remineraliza PO_4^{3-} por medio de la excreción (Benitez-Nelson, 2000).

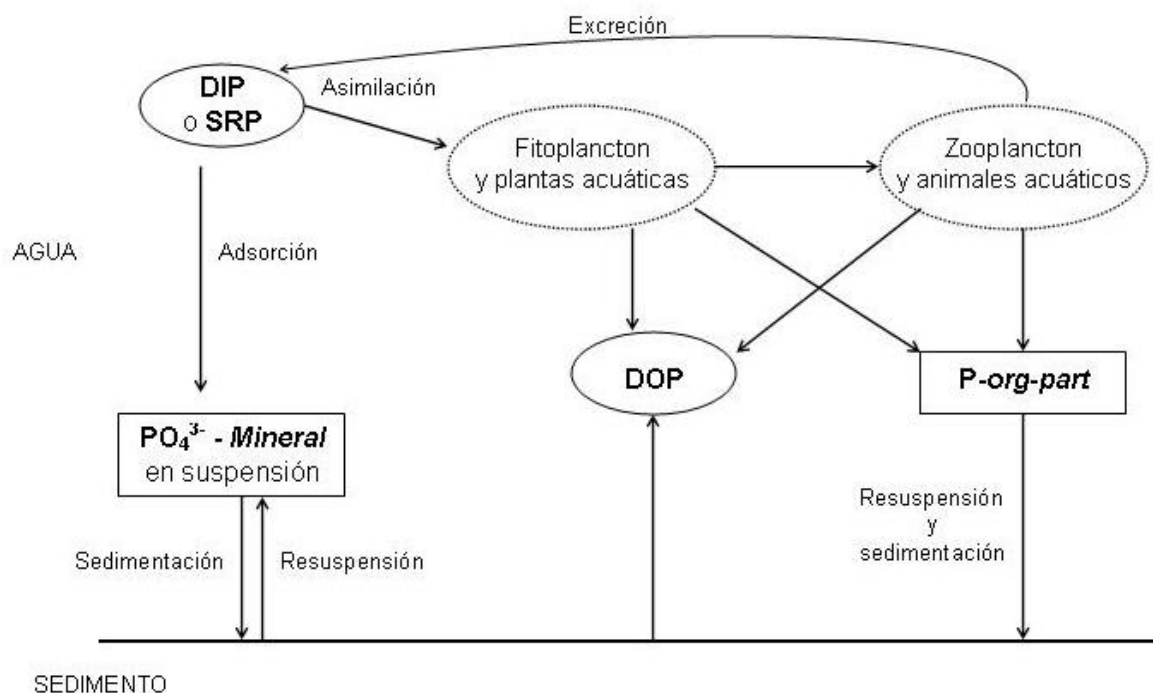


Fig. 5: Diagrama simplificado del ciclo biogeoquímico del fósforo en un estuario.

En los estuarios, más del 90 % del fósforo particulado es remineralizado en los sedimentos y liberado a través del agua intersticial (Benitez-Nelson, 2000). Sin embargo, gran parte del P en los sedimentos estuarinos se encuentra adsorbido a las partículas del suelo o formando compuestos con distintos elementos debido a la gran sensibilidad del ión PO_4^{3-} para formar complejos con compuestos orgánicos (P-MO), para sufrir procesos de adsorción sobre óxidos de Hierro (Fe) y Aluminio (Al), y para precipitar ante la presencia de metales bivalentes (Ca^{+2} , Mg^{+2}) o de ión férrico (Fe^{+3}) a pH neutro o alcalino (Atlas y Bartha, 2002; Bally *et al.*, 2004). Como resultado de ello, el P tiende normalmente a quedar “atrapado” en los sedimentos del fondo donde normalmente no está disponible para el crecimiento del fitoplancton. Cambios en las condiciones de salinidad, concentración de oxígeno y pH pueden alterar este equilibrio (Flindt *et al.*, 2002; Lillebø *et al.*, 2002).

En aguas estuarinas, el mecanismo de “*tamponamiento del fosfato*” en los sedimentos (bentónicos o suspendidos) tiene la importancia de controlar la concentración de DIP a valores casi constantes independientemente del consumo biológico o de los aportes. Una gran cantidad de PO_4^{3-} contenido en las partículas está disponible para su liberación al medio si las condiciones cambian. La adsorción/liberación del PO_4^{3-} en las partículas consta de dos pasos: (1) el fosfato divalente (HPO_4^{2-}) es rápidamente adsorbido en una superficie de carga variable, esta adsorción inicial depende del área de la superficie de la partícula y de su carga, y se da en escalas de tiempo de minutos a horas; (2) la adsorción inicial induce a un gradiente de difusión hacia el interior de la partícula, este proceso depende de la

composición de la fase sólida, ya que suelos y sedimentos que contiene hidróxidos de Fe y Al muestran una capacidad de sorción más lenta; esta segunda fase de adsorción tiene escalas de tiempo de días, meses y quizá años (Mobellán Mendoza, 2003 y referencias allí citadas). Los sedimentos fluviales o estuarinos al ser suspendidos en aguas marinas con altas concentraciones de material en suspensión tamponan la solución hasta conseguir concentraciones casi constantes ($\approx 1-2 \mu\text{M}$) (Mobellán Mendoza, 2003).

La fuente principal de P disuelto es la erosión de las rocas continentales. Se cree que solo el 5 al 10 % del P erosionado es llevado a los océanos en su forma disuelta y se presume que el resto es llevado como P-part en los sedimentos en suspensión de los ríos (Froelich, 1988; Benitez-Nelson, 2000).

De la misma manera que se detalló para el caso del N, procesos tales como *asimilación, adsorción, difusión, mineralización, sedimentación y resuspensión y/o hundimiento* controlan el *ciclo biogeoquímico del P* en un estuario. Así como también el intercambio de P entre el estuario y el océano adyacente probablemente produce una eliminación de P en el estuario producto del intercambio de flujos de nutrientes y el transporte de sedimentos que genera el cambio de mareas.

EL CICLO DEL SILICIO

El Silicio (Si) es el segundo elemento más abundante de la corteza terrestre. Se encuentra principalmente en forma de dióxido de silicio (SiO_2) o de silicatos que son las sales del ácido silícico (H_4SiO_4). El Si disuelto en agua (DSi, $\text{Si}(\text{OH})_4$) tiene una concentración variable siendo mayor en agua continentales. Se lo encuentra en forma soluble (DSi) y en el particulado (Si-part); como parte del material particulado se lo halla bajo varias formas silíceas muchas de las cuales son producidas por erosión de las rocas y luego transportadas al estuario por los ríos o por deposición atmosférica. Al sedimentar en el fondo estos minerales pueden reaccionar y transformarse en otros minerales secundarios.

El DSi es requerido por diatomeas, radiolarios y silicoflagelados (Atlas y Bartha, 2002). Las diatomeas (clase *Bacillariophyceae*) son uno de los miembros más abundantes del fitoplancton estuarino y su crecimiento domina en parte el ciclo global del Si marino (Smetacek, 1998). Las diatomeas son organismos con paredes celulares silíceas, en consecuencia requieren como nutriente, además de N y P, el ácido silícico para la completa división celular (Marshall Darley, 1987). Éstas, utilizan el Si para la formación de sus frústulas (Silicio biogénico, B-Si). No todo el Si incorporado a los frústulas de diatomeas se incorpora a la fase soluble, ya que una gran parte de los frústulas se depositan en los sedimentos; de esta manera el Si queda inmovilizado por grandes períodos de tiempo (Atlas y Bartha, 2002) (**Fig. 6**).

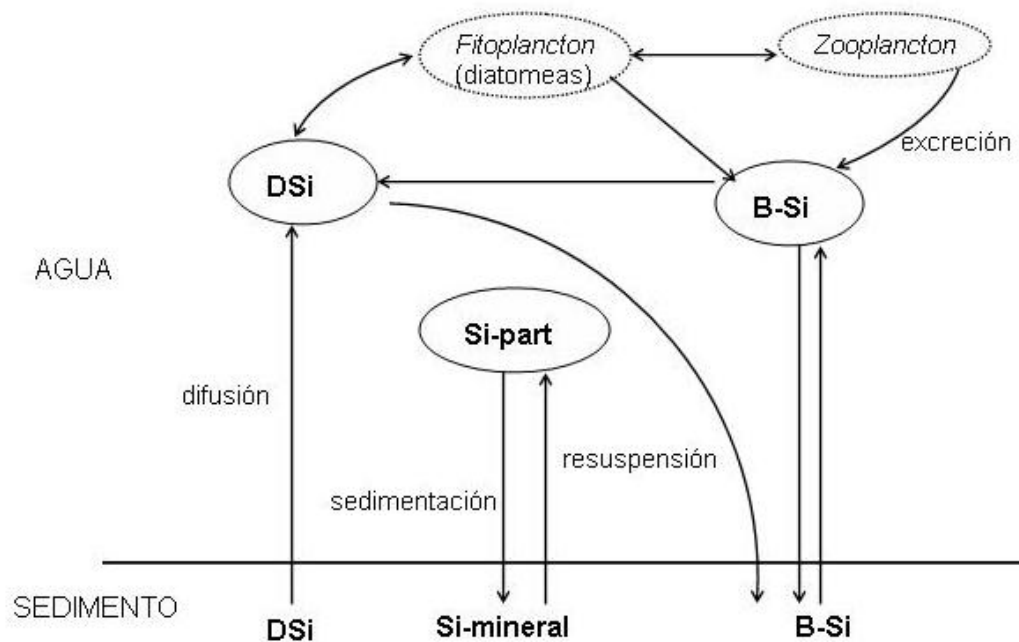


Fig. 6: Esquema simplificado de ciclo biogeoquímico del Silicio en un estuario.

Dugdale *et al.* (1995) propusieron el concepto de “*bomba de Silicatos*” que puede ser utilizado como un marco conceptual para entender cómo los sistemas de afloramientos costeros pueden conducir a una limitación por Si. Ellos plantean una relación directa entre el ciclo del Si y la exportación de la producción biológica sobre la base de la hipótesis que en sistemas dominados por diatomeas, el Si sería preferentemente exportado desde la zona eufótica, respecto al N como resultado de mayores tasas de reciclaje de PON versus B-Si. Esto es que debido a que el zooplancton no suele asimilar grandes cantidades de Si, parte del B-Si que ellos consumen queda empaquetado en un rápido hundimiento de pellets fecales, mientras que el N ingerido es fácilmente asimilable y en parte se excreta nuevamente como compuestos de N reducido. Así, el Si en lugar de disolverse se transporta verticalmente. Como consecuencia de ello, Dugdale *et al.* (1995) sugieren que la concentración de ácido silícico podría limitar y controlar la producción nueva, y por lo tanto, la magnitud de la exportación de la producción biológica.

EUTROFICACIÓN

Un incremento de nutrientes, especialmente de N y P, acelerado por el aporte de fuentes antropogénicas, puede conducir a graves problemas de *eutroficación* en los ambientes acuáticos (Rabouille *et al.*, 2001; LOICZ, 2001; Ruttenberg, 2005, Lillebø *et al.*, 2005; Camargo y Alonso, 2007; Heisler *et al.*, 2008). La *eutroficación* es la producción acelerada de materia orgánica, particularmente algas, en un cuerpo de agua (Briker *et al.*, 1999). Como resultado de este crecimiento desmesurado de las algas una gran variedad de impactos en el ecosistema pueden ocurrir, incluyendo el florecimiento de algas tóxicas, el agotamiento del oxígeno disuelto y la pérdida de la vegetación acuática sumergida. Ésto produce un efecto negativo en la calidad del agua y en la salud de los ecosistemas.

Durante muchos años, la *eutroficación* ha sido reconocida como un problema en los sistemas de agua dulce; y hace unas pocas décadas que fue creciendo la preocupación de

la presencia generalizada de las condiciones de *eutroficación* en los sistemas estuarinos (Briker *et al.*, 1999).

La relación entre la carga de nutrientes y los efectos en el ecosistema es compleja y variable y depende de las fuentes específicas de nutrientes y de la dinámica física del estuario receptor (Gilbert *et al.*, 2005 y referencias allí citadas).

REFERENCIAS

- Atlas R.M., Bartha R. 2002. *Ecología microbiana y Microbiología ambiental*, Pearson Education, S. A., Madrid: 677pp.
- Bally G., Mesnage V., Deloffre J., Clarisse O., Lafite R., Dupont J-P. 2004. Chemical characterization of pore waters in an intertidal mudflat of the Seine estuary: relationship to erosion-deposition cycles. *Mar. Poll. Bull.*, 49: 163 – 173.
- Baumgarten M.G.Z, Niencheski L.F.H., Veeck L. 2001. Nutrientes na coluna da água e na água intersticial de sedimentos de uma enseada rasa estuarina com aportes de origem antrópica (RS-Brasil). *Atlântica*, Rio Grande, 23: 101-116.
- Benitez - Nelson C. R. 2000. The biogeochemical cycling of phosphorus in marine systems. *Earth – Science Reviews* 51: 109 - 135.
- Bricker S.B., C.G., Clement D.E., Pirhalla S.P, Orlando A., Farrow D.R.G. 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA, Special Projects Office, National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring, MD, 71 pp.
- Brock T.D., Madigan M.T. 1993. *Microbiología*. 6ta edición, Prentice Hall Hispano Americana S.A., México: 879 pp.
- Brzezinski M.A. 1985. The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. *J. Phycol.* 21: 347 – 357.
- Caccia V.G., Boyer J.N. 2007. A nutrient loading budget for Biscayne Bay, Florida. *Mar.Poll. Bul.* 54: 994 – 1008.
- Caffrey J.M., Harrington N., Solem I., Ward B.B. 2003. Biogeochemical processes in a small California estuary. 2. Nitrification activity, community structure and role in nitrogen budgets. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 248: 27 – 40.
- Camargo J.A., Alonso A. 2007. Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas* 16: 98 – 110.
- de Bie M.J.M., Starink M., Boschker H.T.S., Peene J.J., Laanbroek H.J. 2002. Nitrification in the Schelde estuary: methodological aspects and factors influencing its activity. *FEMS Microbiology Ecology* 42: 99 – 107.
- Dalsgaard T., Thamdrup B., Canfield D.E. 2005. Anaerobic ammonium oxidation (anammox) in the marine environment. *Res. in Microbiol.*, 156: 457 – 464.
- DeBusk W.F. 1999. Functional Role of Wetlands in Watersheds. En: *Soil and Water Science Department*, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Science, University of Florida. <http://edis.ifas.ufl.edu>
- Dugdale R.C. 1985. The effects of varying nutrient concentration on biological production in upwelling regions. In: *Variation in nutrients and upwelling productivity*. CalCOFI Rep., Vol. XXVI: 93-96.
- Dugdale, R.C.; Goering, J.J. 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 196 – 206.
- Dugdale R.C., Wilkerson F.P., Minas H.J. 1995. The role of the silicate pump in driving new production. *Deep-Sea Res. Part I*, 42: 697 – 719.
- EPA Report, 1997. Deposition of Air Pollutants to the Great Waters.
- Eppley R.W., Peterson B.J. 1979. Particulate organic matter flux and planktonic new production in the deep ocean. *Nature*, 282: 677 – 680.
- Falkowski P.G. 1997. Evolution of the nitrogen cycle and its influence on the biological sequestration of CO₂ in the ocean. *Nature*, 387: 272 – 275.
- Flindt M., Pardal M.A., Lillebø A.I., Martins, I., Marques J.C. 1999. Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: A brief review. *Acta Oecologica* 20: 237-248.
- Flindt M.R., Pardal M.A., Lillebø A.I., Martins I., Oliveira J.M. 2002. Nutrient dynamics in the intertidal pools of the Mondego estuary. I-Nutrients sources, sediments profiles, mineralisation and

- adsorption dynamics. En: Pardal, Marques, Graça (Eds), *Aquatic Ecology of the Mondego River Basin. Global Importance of Local Experience*, Universidad de Coimbra, Coimbra, pp. 243 – 256.
- Froelich P.N. 1988. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: a primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnol. Oceanogr.* 33: 649 – 668.
- Galloway J.N. 2005. The Global Nitrogen Cycle. En: *Biogeochemistry*; Holland, Tuerkerian (Eds.); *Treatise on Geochemistry*, 8. Elsevier – Pergamon, Oxford: 557 – 583
- García-Solsona E., García-Orellana J., Masqué P., Rodellas V., Mejía M., Ballesteros B., Domínguez J.A. 2010. Groundwater and nutrient discharge through Karstic coastal springs (Castelló, Spain). *Biogeosciences Discuss* 7: 631 – 669.
- Glibert P.M., Seitzinger S., Heil C.A., Burkholder J.M., Parrow M.W., Codispoti L.A., Kelly V. 2005. The role of eutrophication in the global proliferation of harmful algal blooms: new perspectives and new approaches. *Oceanography* 18: 198-209.
- Gobler C.J., Cullison L.A., Koch F., Harder T.M., Krause J.W. 2005. Influence of freshwater flow, ocean exchange, and seasonal cycles on phytoplankton – nutrient dynamics in a temporally open estuary. *Est. Coast. Shelf Sci.* 65: 275 – 288.
- Heisler J., Glibert P.M., Burkholder J.M., Anderson D.M., Cochlan W., Dennison W.C., Dortch Q., Gobler C.J., Heil C.A., Humphries E., Lewitus A., Magnien R., Marshall H.G., Sellner K., Stockwell D.A., Stoecker D.K., Suddleson M. 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae* 8: 3 – 13.
- Herbert R.A. 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiol. Rev.* 23: 563-590.
- Hoppema M., Goeyens L. 1999. Redfield behavior of carbon, nitrogen and phosphorus depletions in Antarctic surface water. *Limnol. Oceanogr.* 44: 220 – 224.
- Kim G., Swarzenski P.W. 2010. Submarine Groundwater Discharge (SGD) and Associated Nutrient Fluxes to the Coastal Ocean. En: *Carbon and Nutrient Fluxes in Continental Margins. A Global Synthesis*, Liu, Atkinson, Quiñones, Talaue-McManus (Eds.), The Royal Swe. Acad. Sci. Stockholm, 529 – 538.
- Koops H-P; Pommerening-Röser A. 2001. Distribution and ecophysiology of the nitrifying bacteria emphasizing cultured species. *FEMS Microbiology Ecology* 37: 1 - 9.
- Kudela R. M., Dugdale R.C. 2000. Nutrient regulation of phytoplankton productivity in Monterey Bay, California. *Deep-Sea Res. II*, 47: 1023 –1053.
- Lillebø A.I., Pardal M.A., Flindt M.R., Neto J.M., Macedo F., Martins I., Marques J.C. 2002. Nutrient dynamics in the intertidal pools of the Mondego estuary. IV-Possible contribution to dissolved inorganic phosphorus loading. En: *Aquatic Ecol. of the Mondego Riv. Basin. Global Importance of Local Experience* Pardal, Marques, Graça (Eds), Univ. de Coimbra, Coimbra, pp. 287 – 300.
- Lillebø A.I., Neto J.M., Martins I., Verdelhos T., Leston S., Cardoso P.G., Ferreira S.M., Marques J.C., Pardal M.A. 2005. Management of a shallow temperate estuary to control eutrophication: The effect of hydrodynamics on the system's nutrient loading. *Est. Coast. Shelf Sci.* 65: 697 – 707.
- Limbozzi F., Leitão T.E. 2008. Characterization of Bahía Blanca main existing pressures and their affects on the state indicators for surface and groundwater quality. En: *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America*. Neves, Baretta, Mateus (Eds.). IST Press, Lisboa, pp. 315 – 331.
- LOICZ, 2001. The role of the coastal ocean in the disturbed and undisturbed nutrient and carbon cycles. En: *LOICZ Reports & Studies*. Buddemeier, Smith, Swaney, Crossland (Eds.), 24: 83 pp.
- Marshall Darley W. 1987. *Biología de las Algas; Enfoque fisiológico*. Ed. LIMUSA, México, 236 pp.
- Mobellán Mendoza E. 2003. Modelado de la cuña salina y del flujo de nutrientes en el tramo estuario de Río Ebro. Tesis Univ. de Barcelona y Univ. Politécnica de Cataluña, España, 221 pp.
- National Ground Water Association. <http://www.ngwa.org>
- Parodi E.R. 2004. Marismas y algas bentónicas. En: *Ecosistema del estuario de Bahía Blanca*, Inst. Arg. de Oceanografía. Piccolo, Hoffmeyer (Eds.). Bahía Blanca, Argentina, pp.101 –107.
- Rabouille C., Mackenzi F.T., May Ver L. 2001. Influence of the human perturbation on carbon, nitrogen, and oxygen biogeochemical cycles in the global coastal ocean. *Geoch. Cosm. Acta*, 65: 3615 – 41.
- Redfield A.C. 1934. On the proportions of organics derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. James Johnstone Mem. Vol., Liverpool, pp. 177 – 192.
- Redfield A.C., Ketchum B.H., Richards F.A. 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. En: Hill (Ed), *The Sea*. Vol. 2, Intersci. Publ. Jhon Wiley & Sons, New York : 26–77.
- Risgaard-Petersen N., Nicolaisen M.H., Revbesch N.P., Lomstein B.A. 2004. Competition between Ammonia-Oxidizing Bacteria and Benthic Microalgae. *Appl. Env. Microb.* 70: 5528 - 37.

- Ruttenberg K.C. 2005. The Global Phosphorus Cycle. *En: Biogeochemistry*; Holland, Turkerian (Eds.) *Treatise on Geochemistry*, 8. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 585 – 643.
- Smayda T.J. 1992. The phytoplankton of the estuaries. *En: Ecosystems of the world*. Ketchum (Ed.), 26, Estuaries and enclosed seas. Elsevier Sci. Publ., Amsterdam, pp. 65 – 102.
- Smetacek V. 1998. Biological oceanography: diatoms and the silicate factor. *Nature* 391, 224 – 225.
- Spetter C.V. 2006. Ciclo biogeoquímico de nutrientes inorgánicos de nitrógeno en los humedales del estuario de Bahía Blanca. *Tesis Univ. Nac. del Sur*, Bahía Blanca, Argentina, 158 pp.
- Srithongouthai S., Sonoyama Y-I., Tada K., Montani S. 2003. The influence of environmental variability on silicate exchange rates between sediments and water in a shallow-water coastal ecosystem, the Seto Inland sea, Japan. *Mar. Poll. Bull.* 47: 10 – 17.
- Strous M., Kuenen J.G., Jetten M.M. 1999. Key Physiology of Anaerobic Ammonium Oxidation. *Appl. Env. Microbiol.* 65: 3248 – 50.
- Tappin A.D. 2002. An examination of the Fluxes of Nitrogen and Phosphorus in Temperate and Tropical Estuaries: Current Estimates and Uncertainties. *Est. Coast. Shelf Sci.* 55: 885 – 901.
- Thomson C., Tracey D. 2005. Nitrogen and phosphorus cycles. *En: River Science*. Issue 4: 1 – 8. <http://www.swanrivertrust.wa.gov.au>
- Vaccaro R.F. 1965. Inorganic Nitrogen in Sea Water. *En: Chemical Oceanography* 1 Riley, Skirrow (Eds.). Academic Press. New York: 365 – 408.
- Van Niftrik L.A., Fuerst J.A., Sinninghe Damsté J.S., Kuenen J.G., Jetten M.S., Strous M. 2004. The anammoxosome: an intracytoplasmic compartment in anammox bacteria. *FEMS Micr. Lett.* 233: 7 – 13.
- Zehr J.P., Ward B.B. 2002. Nitrogen Cycling in the Ocean: New Perspectives on Processes and Paradigms. *Appl. Env. Micr.* 68: 1015 – 1024.

CAPÍTULO 8

PRODUCCION PRIMARIA EN ESTUARIOS

Ana María Martínez, John Edison Garzón Cardona y Rubén Hugo Freije

INTRODUCCIÓN

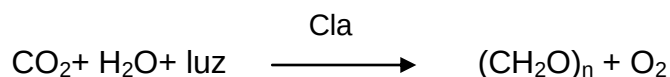
En términos biológicos la Producción ó Productividad Primaria (PP) se puede definir como la asimilación de carbono inorgánico (C) y de nutrientes en forma de materia orgánica que realizan los organismos autótrofos. En ambientes acuáticos se asocia con el fitoplancton debido a que éste constituye el mayor y más diverso grupo de fotótrofos, y contribuye en casi el 50% del total de Carbono fijado por el planeta.

Cuando se emplea el término **Producción**, se refiere a la cantidad de materia producida en una unidad de tiempo, y resulta una magnitud absoluta (ejemplo: *la Producción Primaria anual en los océanos se estima en 45-50 Petagramos -1Pg = 10¹²Kg- de Carbono*) a diferencia del término **Productividad** que expresa la capacidad de producción por unidad de área y de tiempo tomando el carácter abstracto de una magnitud relativa (ejemplo: *la Productividad promedio durante el verano resultó de 324 mgC m⁻² d⁻¹*) (Bougis 1974, Laws et al. 2000). La Producción Primaria Neta (PPN) marina se estima entre 40 y 70 Pg C.año⁻¹ de los 111-117 Pg C.año⁻¹ (Falkowsky y Raven, 2007) asimilados por el planeta, la mayoría proveniente de fotosíntesis oxigénica. La contribución combinada de otros autótrofos como quimiolitótrofos y fotolitótrofos anoxigénicos es estimada en 0,140 Pg C.año⁻¹ representando entre un 0,5-1% del total atribuible a los fotolitótrofos oxigénicos (Raven 2009).

Los métodos de cuantificación de la PP tienen su fundamento en la estequiometría de la fotosíntesis, proceso que resulta en la producción de O₂ y síntesis de compuestos orgánicos, mediada por una serie de intercambios electrónicos.

Fotosíntesis Oxigénica

El proceso global puede ser representado con la siguiente reacción:



donde la luz se especifica como sustrato y la clorofila “a” (Cla) como agente catalítico. El (CH₂O)_n representa materia orgánica reducida al nivel de carbohidrato (Falkowsky et al. 2003). El proceso suele representarse en dos etapas: una fotodependiente y otra enzimática.

La **primera etapa** involucra la conversión de energía lumínica en energía química. Las reacciones iniciales de almacenamiento de energía ocurren en dos complejos fotoquímicos denominados fotosistema II (PSII) y fotosistema I (PSI); ambos contienen su complejo antena y su centro de reacción con clorofilas especializadas cuyos nombres hacen referencia a sus características espectrales, P₆₈₀ en el PSII y P₇₀₀ en el PSI. El flujo de electrones entre ambos fotosistemas ocurre a través de sistemas redox (**Fig.1**).

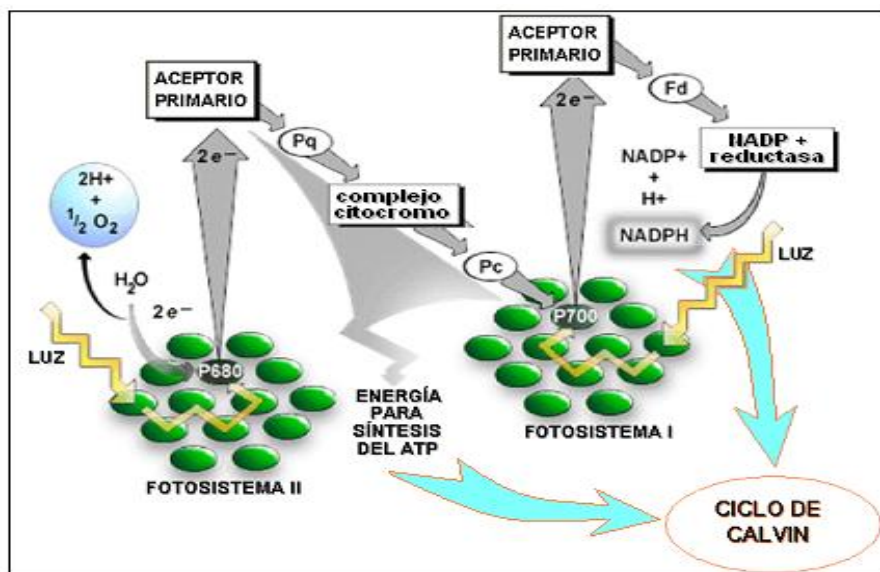


Fig.1: Esquema simplificado de la etapa lumínica de la fotosíntesis.

La energía lumínica atrapada en la molécula reactiva de clorofila “a” (P_{680}) del PSII eleva los electrones a un nivel energético más alto. Estos, son pasados desde los aceptores de electrones por una cadena de transporte hasta un nivel energético inferior, el centro de reacciones del PSI (clorofila P_{700}). En su recorrido por esta cadena, se establece un gradiente de protones cuya energía se usa para formar ATP.

Simultáneamente,

- los electrones perdidos por la clorofila P_{680} son sustituidos por electrones retirados de las moléculas de agua, liberando H^+ y O_2 .
- la energía lumínica adicional absorbida por el PSI eleva los electrones hasta otro aceptor primario desde donde son trasladados por otros portadores en dirección cuesta abajo, para formar NADPH.
- los electrones retirados del PSI son sustituidos por los provenientes del PSII.

Por lo tanto en presencia de luz existe un flujo continuo de electrones desde el agua (donador primario de electrones) hasta el PSII, el PSI y el $NADP^+$ (último aceptor de electrones) resultando en la producción de ATP y NADPH denominados **fotosintatos** (Behrenfeld et al. 2008) disponibles para la reducción de carbono, de nitrato, de sulfato y regeneración de ATP.

En la **segunda etapa** o etapa enzimática los fotosintatos generados se emplean en la fijación del carbono del CO_2 disuelto en el agua para producir Carbono Orgánico. Además, por otras vías metabólicas, también se podrán fijar, en forma de compuestos orgánicos, los nitratos (NO_3^-) y sulfatos (SO_4^{2-}) inorgánicos.

El ciclo comienza con una carboxilación. La enzima ribulosa bifosfato carboxilasa oxigenasa (RuBisCo) cataliza la combinación de la ribulosa difosfato con el CO_2 , formándose un compuesto intermedio e inestable (de 6 átomos de carbono), que se hidroliza en dos moléculas de fosfoglicerato. El fosfoglicerato se transforma en gliceraldehído 3-fosfato mediante la energía que suministra el ATP y el poder reductor del NADPH. Esta ruta metabólica conocida como C3 es la que emplean la gran mayoría de las algas, mientras que

en un reducido grupo, se observa la ruta metabólica C4 donde el CO₂ es primeramente convertido en un compuesto orgánico de 4 átomos de carbono.

Behrenfeld et al. (2008) distinguen como “Fotosíntesis” la producción de ATP y NADPH mientras que con “Fijación de Carbono” al camino metabólico que conduce a la producción de compuestos orgánicos simples a través del ciclo de Calvin.

La **Fotosíntesis Bruta** puede definirse como la velocidad de generación de O₂ por el PSII y/o la velocidad de fijación de CO₂ en el ciclo de Calvin (Suggett et al. 2009), o como la velocidad de flujo electrónico del agua a la terminal aceptora de electrones, en ausencia de pérdidas respiratorias (Falkovsky y Raven 2007).

Durante la fotosíntesis el O₂ es generado únicamente a través de la hidrólisis en el PSII pero al igual que el CO₂, interviene en otros procesos dentro de la célula:

- a) Fotorreducción del O₂ en el PSI: conocida como reacción de Mehler, una redox dependiente de la luz que involucra flujo de O₂ pero no de carbono (Badger et al. 2000).
- b) Respiración mitocondrial: ocurre tanto en la luz como en la oscuridad. El componente de la respiración asociada con síntesis celular es proporcional a la velocidad de crecimiento. Se consume O₂ y se produce CO₂.
- c) Fotorrespiración: proceso de disipación de energía que reduce la pendiente inicial y la velocidad de fotosíntesis a saturación de la luz que tienen lugar cuando la Rubisco cataliza la oxigenación (en lugar de la carboxilación) de la RuBP dando como resultado la liberación de CO₂ en células que simultáneamente están fijando CO₂ por el ciclo de Calvin.

Producción Primaria Neta (PPN)

El rol fundamental del fitoplancton es la conversión de la energía solar y material inorgánico en materia orgánica vía fotosíntesis oxigénica. Cuando se restan los costos de otros procesos metabólicos, el remanente de carbono orgánico queda disponible para heterótrofos. Este remanente es llamado producción primaria neta (PPN) (Lindeman 1942).

FOTOSÍNTESIS Y RESPIRACIÓN son procesos íntimamente relacionados, mientras que fotosíntesis puede considerarse como la conversión de radiación electromagnética en energía metabólica, la respiración es el proceso inverso, donde energía metabólica es convertida en calor (Williams 1993).

La PPN representa el flujo total de carbono orgánico y por lo tanto, de energía que el ecosistema puede utilizar para los demás procesos metabólicos. PPN y fotosíntesis no son sinónimos. PPN requiere la inclusión del término respiratorio (R_a) para los fotoautótrofos.

$$PPN = PPB - R_a$$

Perfil vertical de la Producción Primaria

El perfil de la PP (Fig.2) depende de varios factores y su cálculo requiere de la integración desde el amanecer y a lo largo del día, y desde la superficie hasta la profundidad donde exista la fotosíntesis.

$$P(z, t) = \int_{\text{amanecer}}^{\text{anocheecer}} \int_0^{\infty} B(z, t) p^B(I(z, t)) dz dt$$

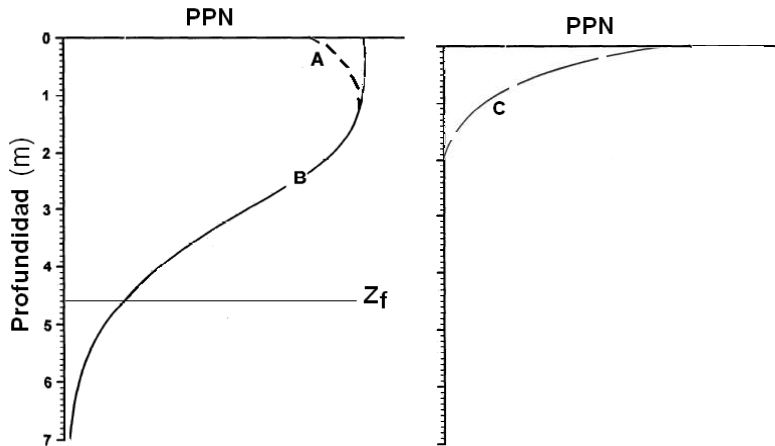


Fig. 2: Perfil vertical de PP. **A:** con fotoinhibición. **B:** sin fotoinhibición. **C:** Limitada desde la superficie.

$B(z, t)$: es el término de biomasa autotrófica, que normalmente es la concentración de Clorofila, y su cambio durante el día es generalmente lo suficientemente pequeño para suprimir su dependencia. En cuanto a su variabilidad en la columna de agua $B(z)$, puede considerarse modelando su perfil con curvas gaussianas (Platt y Sathyendranath 1988) o puede aproximarse a una distribución verticalmente homogénea, escalando a la profundidad de la zona fótica la concentración superficial de clorofila (Behrenfeld y Falkowski 1997).

p^B : es la tasa de fijación de carbono por unidad de tiempo y biomasa. La normalización indicada con el superíndice B, se realiza porque la principal causa biogénica de variación en la tasa de fotosíntesis es el cambio de biomasa. p^B es una propiedad intrínseca de la muestra o del punto de muestreo de donde fue extraída. Su relación no lineal con la luz disponible se representa en la **Fig. 3**.

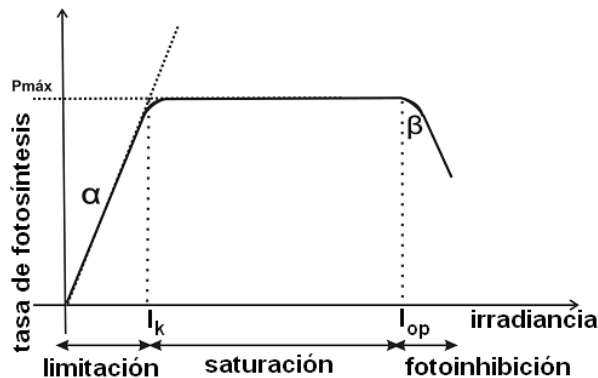


Fig. 3: Curva de tasa de fotosíntesis en función de la intensidad lumínica.

Típicamente se caracterizan tres zonas:

a) A bajas irradiancias, la zona de limitación lumínica, donde la relación es directamente proporcional a la concentración de los pigmentos fotosintéticos presentes en la muestra, aumentando con una pendiente α .

b) En la zona de saturación, la tasa de absorción de la luz excede la tasa de transporte de electrones desde el agua obteniéndose la tasa máxima de fotosíntesis (P_m^B) ó Número de Asimilación. La relación P_m^B/α es el índice de saturación de luz (I_k).

c) A irradiancias mayores a $I_{\text{óptima}}$ la tasa disminuye debido al fenómeno de fotoinhibición, que ocurre dependiendo tanto de la intensidad como de la duración de la exposición.

Para obtener los parámetros experimentalmente, las muestras naturales se incuban a gradientes de luz *in situ* o *in situ simuladas* durante un cierto tiempo, habiéndose agregado un trazador de Oxígeno ó de Carbono, obteniéndose la respuesta fotosintética de la comunidad autotrófica. Las curvas experimentales se ajustan a alguna de las funciones de la **Fig. 4** (Laws et al. 2002) obteniéndose los parámetros α^B y P_m^B con unidades típicas de α^B : $[\text{mgC}(\text{mgChl})^{-1}(\text{Wm}^{-2})^{-1}\text{h}^{-1}]$ y P_m^B : $[\text{mgC}(\text{mgChl})^{-1}\text{h}^{-1}]$.

La respuesta de las comunidades de fitoplancton naturales a la intensidad de la luz es altamente variable y no solo depende de la intensidad de irradiancia a la cual son expuestas, sino al período de incubación, a las especies presentes, al estatus nutricional y fisiológico de las células, al grado de aclimatación, así como a la temperatura y la concentración de CO_2 y otros factores ambientales de ocurrencia eventual como tormentas alteran la relación P-I (Kirk 1994, Sakshaug et al. 1997, Marra 1978, Yoder y Bishop 1985, Macedo et al. 2002, Villafañe et al. 2004).

hipérbola rectangular	$P^B = \frac{P_m^B E_0}{E_0 + P_m^B / \alpha^B}$
exponencial negativa (Spilmont et. al. 2006; Goebel et. al. 2006)	$P^B = P_m^B (1 - e^{-E_0 \alpha^B / P_m^B})$
exponencial negativa con fotoinhibición (MacIntyre y Cullen, 1996 b ; Tillman et. al. 2000)	$P^B = P_m^B (1 - e^{-E_0 \alpha^B / P_m^B}) e^{-b E_0 \alpha^B / P_m^B}$
tangente hiperbólica (Boyer et.al 1993; Struski y Bacher 2006)	$P^B = P_m^B \tanh(E_0 \alpha^B / P_m^B)$
tramos lineales	$P^B = \alpha^B E_0 \quad E_0 \leq P_m^B / \alpha^B$ $P^B = P_m^B \quad E_0 \geq P_m^B / \alpha^B$

Fig. 4: Modelos empleados para ajustar la relación entre la tasa de fotosíntesis por unidad de clorofila (p^B) y la irradiancia escalar (E_0); α^B es la pendiente inicial de la curva, P_m^B es la tasa de fotosíntesis a saturación de luz por unidad de clorofila y b es un parámetro de fotoinhibición adimensional.

Valores típicos del número de asimilación (P_m^B) se encuentran en un rango de 1 a 25 $\text{mgC}(\text{mgChl})^{-1}\text{h}^{-1}$ y para α^B entre 0,05 y 0,5 $\text{mgC}(\text{mgChl})^{-1}(\text{Wm}^{-2})^{-1}\text{h}^{-1}$ (Platt y Sathyendranath 2009).

Disponibilidad de la luz: $I(z,t)$

La fracción de radiación fotosintéticamente activa (PAR) comprende fotones de longitudes de onda de entre 400 a 700 nm; al ingresar en la columna de agua comienza a declinar definiéndose el coeficiente de atenuación (k) como el cambio de la densidad de flujo fotónico con la distancia (Sathyendranath y Platt 1989):

$$k_{(z, \lambda)} = (dI(z)/dz) [1 / I(z, \lambda)]$$

Si bien el coeficiente de atenuación no es constante para una radiación policromática (Lawrenz et al. 2010), se ha demostrado que en aguas turbias, bien mezcladas donde la luz dispersada y la luz absorbida son uniformemente distribuidas, se observa una disminución exponencial de irradiancia con la profundidad por lo que puede considerarse a K constante en la profundidad (Di Toro 1978).

$$K = \ln(I_z/I_0)/z$$

$$I_z = I_0 e^{(-Kz)}$$

La fracción iluminada de la columna de agua en la cual condiciones ópticas y de mezcla vertical determinan la máxima profundidad a la cual la población microalgal puede crecer se define como Zona Fótica (Tett 1990). Aunque algunos autores consideran que la fotosíntesis es posible a irradiancias de hasta el 0.1% del valor de superficie, por convención, se considera que la fotosíntesis ocurre por encima de la profundidad a la cual la irradiancia es reducida hasta el 1% del valor de la superficie, de manera que $K = 4,6/z_p$.

K se puede obtener de medidas de irradiancia en la columna de agua empleando instrumentos que miden el flujo descendente total en un colector plano, o en colectores semiesféricos (2π) o esféricos (4π) que integran la radiación procedente de todas las direcciones. El empleo de espectrorradiómetros que registran un espectro de irradiancia permite valorar la extinción selectiva de la luz con la profundidad.

En numerosos trabajos se relacionan el coeficiente de atenuación (k) con: Material Particulado en Suspensión (MPS) (Desmit 2005), Turbidez (McIntyre 1996, Doxaran et al. 2009) o con estimaciones a partir de la profundidad del disco Secchi (Holmes 1970, Joint y Pomeroy 1981, Tillman et al. 2000).

MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE LA PP

Los métodos que se han desarrollado para estimar las tasas de fotosíntesis en comunidades acuáticas están basados en la estequiometría de la fotosíntesis, midiendo la tasa de producción de O_2 , la fijación de CO_2 , ó en la eficiencia fotoquímica del PSII.

LD- O_2 : el primer método experimental para medir la producción primaria fue propuesta por Gaarden y Gran (1927). El método de las botellas claras y oscuras (LD- O_2) se basa en la incubación de muestras confinadas con tiempos que van desde 1 hora, bajo condiciones de elevada biomasa, hasta 6 horas en aguas menos productivas. Se determina el O_2 disuelto

inicial y el final en cada botella. En las botellas claras, se cuantifica el O_2 resultante de los procesos de fotosíntesis y respiración, que se define como **Producción Neta** de Oxígeno, mientras que en las botellas oscuras se estima el consumo de oxígeno debido a la respiración, llamado **Respiración Comunitaria** (RC) debido a que la respiración que se mide en la botella oscura no es sólo de las algas sino de todos los componentes del plancton.

Para obtener resultados confiables, los cambios en la concentración de O_2 deben ser estimados con una precisión aceptable (Holm-Hansen y Helbling 1995). La cuantificación del O_2 disuelto que se realiza mediante métodos basados en el esquema de reacciones de Winkler son adecuados en regiones costeras o altamente productivas (Falkowsky et al. 2003), siendo aceptable la precisión tanto cuando se cuantifica por titulación con tiosulfato (Carpenter 1966, Strickland y Parsons 1972, Williams y Jenkinson 1982) como por espectro-fotometría (Pai et al. 1993, Labasque et al. 2004, Reinthaler et al. 2006), en cambio en regiones oligotróficas el método conduce a estimaciones ambiguas o erróneas debido a que se requieren largos períodos de incubación, de hasta tres o cuatro días, para obtener diferencias apreciables en la concentración de OD, apareciendo otros factores que modifican los resultados.

El método asume que la respiración en la botella clara es equivalente a la que ocurre en la botella oscura, por lo que se puede estimar la **Fotosíntesis Bruta** (Kohler 1998). Este supuesto no siempre es válido, la respiración bacteriana y cambios que se atribuyen a estrategias de disipación de energía, como reacción de Mehler y fotorrespiración (Bender et al. 1987, Grande et al. 1991, Kana 1990, Martinez 1992, Pringault et al. 2009) llevan a diferencias en la RC en la luz y en la oscuridad.

Sin embargo se acepta como buen estimador de la RC el consumo de O_2 de incubaciones en oscuridad debido a que no hay un método verificable que permita diferenciar la respiración fitoplanctónica de la respiración heterótrofa (Marra 2009). Varios autores calculan la respiración comunitaria planctónica (RCP) mediante ecuaciones empíricas como funciones de la Temperatura o de la concentración de clorofila y/o de ambas (Brush et al. 2002).

Emplear la técnica LD- O_2 requiere de un factor de conversión de Oxígeno a Carbono llamado cociente fotosintético (PQ), el cual varía entre 1,1 y 1,5 dependiendo de varios factores, entre ellos, la fuente de nitrógeno y los productos finales de la fotosíntesis (Laws 1991, Williams y Robertson 1991, Bender et al. 1992, Gazeau et al. 2005).

En resumen la LD- O_2 permite estimar PPB y PPB de manera relativamente sencilla, requiriendo incubación y confinamiento de las muestras, sin embargo asume que la tasa respiratoria es igual en la luz que en la oscuridad e introduce la incertidumbre del PQ.

¹⁴C: el método del ¹⁴C introducido en 1951 por Steeman Nielsen fue la más importante contribución a los estudios de PP especialmente por su capacidad de discriminar pequeños cambios (alta sensibilidad) permitiendo la cuantificación del carbono asimilado en áreas oceánicas y de baja productividad. Han sido ampliamente examinadas las incertidumbres asociadas con la aplicación de la técnica (Lean y Burnison 1979, Peterson 1980, Legendre et al. 1983, Vadeboncoeur y Lodge 1998, Williams et al. 2002), sin embargo, con modificaciones metodológicas sigue siendo el método más empleado desde entonces (Falkowski y Raven 2007).

La incubación de las muestras en botellas claras y oscuras se realiza luego de adicionar una cantidad conocida de $Na^{14}CO_3H$. El método asume que la reducción del ¹⁴CO₂ puede igualarse a la tasa de utilización de ¹²CO₂ excepto por un factor de

discriminación isotópica. Al ser ^{14}C más pesado es incorporado por las células un 6% más lentamente que el ^{12}C . En las botellas oscuras ocurre la incorporación de carbono marcado por procesos no fotosintéticos. Estimar la fijación bruta de CO_2 por la incorporación de $^{14}\text{CO}_2$ aproxima a la fotosíntesis bruta cuando la velocidad de respiración es baja y los tiempos de incubación son cortos (Sugget et al. 2009). A medida que se prolongan los tiempos de incubación, una fracción mayor del carbono marcado es respirado, siendo oxidado nuevamente, y la tasa de incorporación del ^{14}C se aproxima a la fotosíntesis neta (Falkowski y Raven 2007). Por otra parte, se cuantifica el ^{14}C fijado en el material particulado, sin embargo parte del C marcado se encuentra como Carbono Orgánico Disuelto (COD) proveniente de excreción o *grazing*. En la mayoría de los estudios ecológicos la tasa de excreción puede ignorarse (Holm-Hansen y Helbling 1995), sin embargo la liberación de COD puede llegar a ser del 18 al 50% del total del C asimilado en zonas costeras con florecimientos de fitoplancton (Beardall et al. 2009).

Este método es el más empleado para obtener las curvas (P-I) en experimentos *in situ* o *in situ* simulados (Coté y Platt 1983), siendo mejor interpretado cuando las incubaciones se realizan desde el amanecer hasta el anochecer, con actividad heterotrófica minimizada y en equilibrio metabólico (Marra 2009).

En resumen: la asimilación de ^{14}C del $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ es una técnica relativamente sencilla aunque requiere especialización ó bien autorización oficial en algunos países, y estima directamente el C fijado. Se debe tener en cuenta que no discrimina respiración, siempre da un resultado positivo, que se encuentra entre PPN y PPB, ignora el C excretado y requiere confinamiento e incubación de las muestras.

^{18}O : otra técnica "*in vitro*" que involucra flujo de Oxígeno emplea ^{18}O como trazador (Grande et al. 1982, Bender et al. 1987, Luz et al. 2002). Las muestras son incubadas con H_2^{18}O en la luz, permitiendo la estimación de PPB como el enriquecimiento de ^{18}O en el O_2 disuelto asumiendo que la concentración de O_2 es grande comparado con el respirado durante la incubación.

Se estima PPB pero sin embargo existen diferencias entre las medidas de PPB obtenidas por ^{18}O y ^{14}C , éstas suelen ser atribuidas a la reacción de Mehler, a fotorespiración y/o reciclado de DO^{14}C (Beardall et al. 2009). La reacción de Mehler, si bien no involucra intercambio neto de O_2 incrementa el $^{18}\text{O}\text{-O}_2$ en el agua circundante porque se produce una molécula marcada de O_2 y se consume una molécula no marcada de O_2 . Por lo tanto la reacción de Mehler conduce a una sobreestimación de GPP medida por ^{18}O (Laws et al. 2000).

Numerosos trabajos comparan resultados obtenidos por los tres métodos citados: ^{18}O , LD- O_2 y ^{14}C en diferentes ambientes (Bender et al. 1999, Gazeau et al. 2007) y los resultados no equivalentes responden a que O_2 y C están asociados a distintos procesos dentro de la célula. Las medidas de ^{18}O muestran un desbalance entre CO_2 y O_2 , una explicación para este desbalance es que el CO_2 generado por respiración en la mitocondria puede ser refijado por fotosíntesis (Ryther 1956). Si esto es cierto, la células usan proporcionalmente más H_2^{18}O que $^{14}\text{CO}_2$ externo mostrando un asimilación mayor de ^{18}O que de ^{14}C para la misma velocidad de producción (Marra, 2002). También se han obtenido discrepancias en sentido contrario y se recomienda emplear con extrema precaución el método del ^{18}O en ambientes ricos en nutrientes con bajo oxígeno disuelto (Gazeau et al., 2007).

Durante la incubación hay otro proceso consumidor de Oxígeno como la nitrificación que en algunos ambientes puede considerarse un factor importante en la dinámica del O_2 . Puede ser estimado incubando muestras en la oscuridad con y sin inhibidores de la nitrificación (Gazeau et al. 2007) y en contraste con la RC, la nitrificación es inhibida en un factor de 40-50% en la luz (Roigan y Springer 1990, Ward 2005, Andersson et al. 2006).

^{13}C : En la década del 70 se desarrolló un método para determinar PP basado en el isótopo estable ^{13}C (Slawyk et al. 1977) el cual ha sido ampliamente empleado (Hama et al. 1983, Kanda et al. 1985a,b, Collos y Slawyk 1986, Shiomoto y Matsumura 1992, Miller y Dunton 2007). En este método se determina POC (carbono Orgánico Particulado) y % ^{13}C en materia orgánica particulada luego de incubar las muestras adicionando una concentración conocida de $Na^{13}CO_3H$. Mousseau et al. (1995) comparan los resultados obtenidos entre ^{13}C y ^{14}C empleando 257 pares de muestras obteniendo una alta correlación entre ambos, pero indican que las diferencias no están distribuidas al azar, sino que los valores obtenidos mediante el isótopo estable son mayores en el 70% de los casos. En un análisis mas detallado de los resultados los autores indican que las diferencias en la incorporación de Carbono de ambos métodos son significativas en rangos de PAR menores al 22% y baja concentración de biomasa, mientras que en condiciones de elevada biomasa (mayor a $0,8 \text{ mgCla.m}^{-3}$), o elevada PAR (100-33%) ambos métodos son afectados de la misma forma por biomasa e irradiancia obteniéndose valores de productividad que no difieren significativamente. Para las diferencias entre muestras de campo y de laboratorio se han propuesto como posibles explicaciones los volúmenes de muestra requeridos en la incubación, a diferencias en la temperatura de incubación y a ausencia de mediciones de la incorporación en oscuridad.

$^{17}O^{16}O^{18}O$: La composición isotópica triple del Oxígeno Disuelto (Luz y Barkan 2000) fue introducida como un método para estimar Producción Bruta de Oxígeno. La premisa básica es que el O_2 atmosférico contiene una composición isotópica característica que puede modificarse a través de la fotosíntesis. La composición isotópica triple del O_2 disuelto puede emplearse para calcular la PP sobre una amplia escala temporal y espacial, sin embargo las medidas de productividad en este método exige medidas precisas de las relaciones $^{17}O/^{16}O$ versus $^{18}O/^{16}O$ en cada reacción de producción y consumo de oxígeno. Los datos obtenidos muestran que el clivaje del agua en el PSII no fracciona isótopos de oxígeno (Hellman et al. 2005).

O_2/Ar : Es un método que ha sido desarrollado por Luz et al. (2002) y Luz y Barkan (2009) y se basa en que en los sistemas acuáticos, las variaciones en la relación O_2/Ar y la anomalía en el ^{17}O (calculada como $^{17}\Delta$ a partir de $^{17}O/^{16}O$ y $^{18}O/^{16}O$) se ven afectadas tanto por procesos físicos como biológicos. Observaciones de laboratorio sugieren que el $^{17}\Delta$ es independiente de la tasa de respiración, en contraste con la relación O_2/Ar . Esto hace que sea posible determinar la producción bruta de O_2 a partir de las medidas de $^{17}O/^{16}O$ y $^{18}O/^{16}O$ del Oxígeno Disuelto, mientras que la relación O_2/Ar sirve para estimar la producción neta de O_2 .

Intercambio neto de gases: Se emplean medidas no isotópicas del intercambio neto de todos los gases estimándose el balance entre generación bruta de O_2 en fotosíntesis y el consumo en todos los caminos respiratorios (Johnson y Raven 1986).

$^{13}C/^{15}N$: El método basado en la asimilación de los isótopos estables ^{13}C y ^{15}N fue desarrollado por Slawyk et al. (1977) e implementado y mejorado en varios trabajos posteriores (Slawyk et al. 1984, 1998). Al utilizarse NH_4^+ y NO_3^- como fuentes de nitrógeno permite discriminar entre la producción “nueva” y “de regeneración” *sensu* Dugdale y Goering (1967); una ventaja metodológica es que permite obtener esta información a partir de un solo filtro y realizando una sola incubación (Collos et al. 2001).

Fluorescencia: La fotosíntesis puede ser medida como la trasducción de energía y transporte de electrones empleados en la reducción del NADP y en la fosforilación del ADP detectados por cambios en la fluorescencia celular. La velocidad de transporte de electrones (ETR_{PSII}) da una medida directa de la operación fotoquímica del PSII y de esta forma cuantifica la capacidad de generación neta de O_2 .

Una diferencia característica de este método es que los fluorómetros permiten estimar el máximo rendimiento fotosintético (Sakshaug et al. 1997) sin requerir incubación ni filtración de las muestras y pueden obtenerse datos en continuo.

El fundamento que relaciona la fotosíntesis con la fluorescencia postula que la energía de excitación entregada al PSII puede tomar 3 caminos competitivos (sin considerar la fosforescencia que no es detectable bajo condiciones fisiológicas): puede convertirse en energía química por la separación fotoquímica de cargas, disiparse como calor o bien reemitirse como fluorescencia.

A temperatura ambiente, se asume que toda la fluorescencia se origina en el PSII (máxima emisión a 683nm)(Kober y Falkowsky, 1993). El cociente entre el número de fotones emitidos por fluorescencia y el número total de fotones absorbidos (eficiencia cuántica de fluorescencia) es típicamente menor al 5% , de manera que la señal debe ser amplificada.

La fluorescencia es inducida usando un haz de luz centrada en 650nm y medida a longitudes de onda por encima de 695nm. Dependiendo de las condiciones de luz se pueden distinguir estados diferentes: en condiciones de oscuridad, todos los centros de reacción están en un estado oxidado y considerados abiertos, La fluorescencia medida (F_0) es proporcional a la concentración de clorofila “a”. Bajo iluminación con un corto flash de muy elevada irradiancia, todos los centros de reacción son cerrados (reducidos) bloqueando la desactivación fotoquímica, y causando un estado estacionario de fluorescencia máxima (F_m). La diferencia entre F_m y F_0 es llamada fluorescencia variable y es usada para calcular la eficiencia cuántica del PSII (F_v/F_m), la cual da una medida del potencial para el transporte de electrones.

Los métodos tienen los mismos principios, difieren en la aplicación del pulso de luz empleado para saturar el PSII, que pueden ser simples (STF) o múltiples (MTF) “flashes”. Así se han desarrollado:

- a) “pulse amplitude modulation” (PAM) fluorometry (Schreiber et al. 1986)
- b) “pump and probe” (P&P) fluorometry (Mauzerall 1972, Falkowski et al. 1986)
- c) “fast repetition rate” (FRRF) fluorometry (Kolber et al. 1998)
- d) “fluorescence induction and relaxation” (FIRE)(Gorbunov y Falkowski 2004)

e) “background irradiance gradient single turnover” (BIG-STf) fluorometer (Johnson 2004).

La conversión de electrones en moles de O₂ requiere conocer el rendimiento cuántico Φ_e (Kober y Falkowsky 1993); si bien una relación de referencia se basa en que se requieren 4 electrones para generar una molécula de O₂, se obtienen valores mayores y menores a 4 (Sugget et al. 2009b).

Dilución: (Moigis 2000, Moigis y Gocke 2003). Este método estima la PP del fitoplancton en aguas costeras basándose en el método de las diluciones empleado en los estudios de pastoreo del microzooplancton (Landry y Hassett, 1982, Gallegos 1989). Se basa en incubar muestras durante 24 h y cuantificar la diferencia de clorofila “a” durante ese periodo asumiendo como premisas que el crecimiento del fitoplancton es exponencial y no depende de la densidad, que no está limitado por nutrientes durante la incubación y que la probabilidad de ser consumido es proporcional a la tasa de encuentro con un consumidor. PP se calcula con la siguiente fórmula:

$$PP = K_{(in situ)} (K_{(in situ)} - G_{(in situ)})^{-1} B_0 \{ e^{[K_{(in situ)} - G_{(in situ)} t]} - 1 \}$$

Donde:

PP: producción primaria (mg C m⁻³ d⁻¹)

K_(in situ): tasa de crecimiento específico del fitoplancton in situ (d⁻¹)

G_(in situ): tasa de grazing específico del zooplancton *in situ* (d⁻¹)

B₀: biomasa inicial de fitoplancton. (mg C m⁻³)

t: tiempo. (d)

K_(in situ) y G_(in situ) se obtienen a partir de los datos experimentales y dependiendo del comportamiento que muestre el gráfico de dilución que determina la forma de cálculo de las variables.

La mayor incertidumbre en este método se atribuye al valor de la biomasa inicial (B₀) la cual puede obtenerse a partir del biovolumen celular, usando un factor de conversión “Clorofila (Chl) a Carbono (C)” apropiado o a través de modelos (Wang et al. 2008). En algunos casos Chl:C puede ser asumida como constante, con valores clásicos como los sugeridos por Strickland (1960) de 0,03 gChl:gC⁻¹ para ambientes ricos en nutrientes y 0,016 para sistemas considerados deficientes en nutrientes. Sin embargo, en la mayoría de los casos, las fluctuaciones en un rango muy amplio de valores invalida el empleo de un factor de conversión.

Esta relación no varía al azar sino que es altamente regulada por la irradiancia, disponibilidad de nutrientes y temperatura (Geider 1987, Behrenfeld et al. 2002; Armstrong 2006, Grangere et al. 2009). En la **Fig. 5** se muestra un histograma de frecuencias para la distribución del factor inverso: (C/Chl).

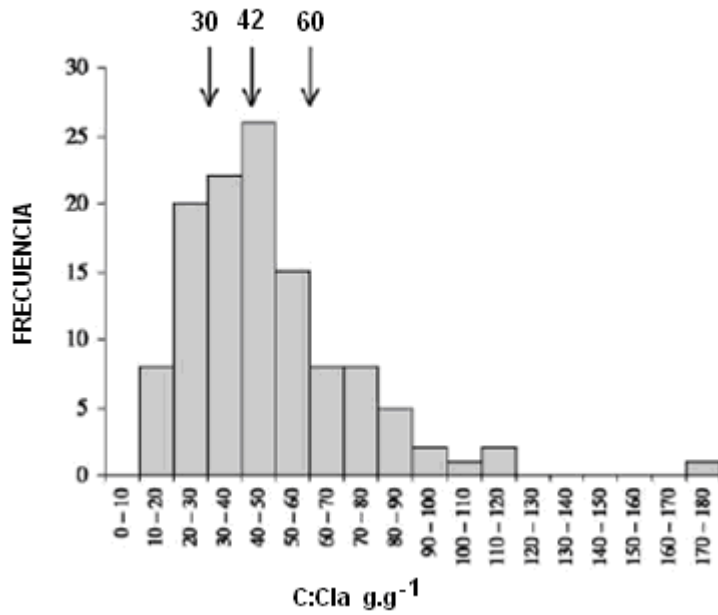


Fig. 5: Histograma de C:Chl en cultivos de baja intensidad luminosa. Las flechas indican el primer cuartil, la mediana y el tercer cuartil.

MODELOS PP

La aplicación de los modelos de Producción Primaria (PP) conducen a la estimación de la fijación de C por el fitoplancton en la zona eufótica por unidad de superficie. Su empleo se ha incrementado debido a la alternativa de la adquisición remota de los datos. Las propiedades ópticamente activas de las aguas naturales que afectan el color pueden ser detectadas y cuantificadas mediante algoritmos o modelos, así se registran: Material Particulado en Suspensión (MPS), Clorofila (Cla) y Materia Orgánica Disuelta Coloreada (CDOM) (Behrenfeld et al. 2009, Doxaran et al. 2009; Lutz et al. 2010).

Los satélites aportan medidas de temperatura, irradiancia en la superficie del mar y clorofila, requiriendo de modelos para obtener a partir de estos, una estimación de la PP. Sin embargo los datos recolectados en zonas costeras muestran un deterioro en la calidad de los datos respecto de los obtenidos para regiones oceánicas debido a la complejidad óptica de las partículas suspendidas que generan las señales (Gregg y Casey 2005, Kim et al. 2009, Moisan et al. 2007).

La variedad de modelos desarrollados difieren en sus niveles de integración, incluyendo variables fotoadaptativas como: $\varphi(t, z)$, $a^*(\lambda, z)$, y $\Phi(\lambda, t, z)$

y estos pueden ser:

a) modelos que incluyen procesos físicos, bio-ópticos y fisiológicos que regulan la PP denominados **WRMs** ("Wavelength Resolved Models") (Falkowski et al. 1998, Morel 1991).

$$\sum PP = \int_{\lambda=400}^{700} \int_{\text{amanecer}}^{\text{anochece}} \int_{z=0}^{Z_{eu}} \Phi(\lambda, t, z) \times \text{PAR}(\lambda, t, z) \times a^*(\lambda, z) \times \text{Chl}(z) d\lambda dt dz - R$$

b) **WIMs** (“Wavelength integrated models”): donde se elimina la dependencia de la longitud de onda de a) obteniéndose la fotosíntesis neta como función de la PAR calculando la PP por integración en profundidad y tiempo.

$$\sum PP = \int_{\text{amanecer}}^{\text{anochece}} \int_{z=0}^{z_{eu}} \varphi(t, z) \times \text{PAR}(t, z) \times \text{Chl}(z) \, dt \, dz - R$$

c) **TIMs** (“Time integrated models”): mantienen la resolución vertical pero reemplazan los cálculos de fotosíntesis neta con estimaciones directas de PP neta removiendo la Respiración del modelo. Los datos empleados para parametrizar los TIMs son mediciones sobre períodos extendidos de tiempo (6 a 24 h) bajo condiciones de irradiación solar variable y de esta forma se integra intrínsecamente un rango de velocidades de fotosíntesis en un solo valor de productividad. Las variables **TIMs** no son equivalentes a las variables **P-I** y se cambia P_{max}^b por P_{opt}^b para distinguirse.

$$\sum PP = \int_{z=0}^{z_{eu}} P^b(z) \times \text{PAR}(z) \times DL \times \text{Chl}(z) \, dz$$

Al integrar entre la superficie y la profundidad de la zona eufótica resultan modelos simplificados de manera que las ecuaciones caen dentro de la categoría de numerosos modelos de base empírica denominados **DIMs**.

d) **DIMs** (Depth Integrated Models): son modelos que incluyen una descripción explícita de los distintos componentes: una medida de la biomasa fitoplanctónica (Chl) integrada en la profundidad de la zona fótica (Z_{eu}), una función que describe la disponibilidad de la luz $f(\text{PAR}(0))$, un término fotoadaptativo para convertir la biomasa estimada en velocidad de fotosíntesis y la duración del día solar (DL),

$$\sum PP = P_{\text{opt}}^b \times f[\text{PAR}(0)] \times DL \times \text{Chl} \times Z_{eu}$$

Entre los modelos verticalmente integrados, las mayores diferencias se encuentran en parametrizaciones de $f(E_0)$. El caso más simple asume una función lineal de E_0 (Falkowsky, 1981), lo cual implica que la fotoinhibición no altera significativamente el promedio del rendimiento de la columna de agua en la capa fótica. Los DIMs que asumen una distribución verticalmente homogénea de la biomasa, escalando la Chl superficial a la zona fótica, pueden resultar en una sobre simplificación en algunos ambientes, modelos como el de Platt y Sathyendranath (1988) y de Morel y Berthon (1989) consideran una distribución gaussiana.

Los parámetros fotosintéticos que describen las curvas P-I no pueden ser inferidas directamente de los datos tomados por sensores remotos. Como una forma de resolver este problema se sugirió la división del océano en provincias biogeoquímicas. En modelos a escala regional se pueden estimar los promedios de los parámetros fotosintéticos obtenidos de datos de campo para describir cada provincia biogeoquímica y establecer valores fijos (Longhurst et al. 1995), sin embargo la variabilidad dentro de cada provincia generalmente excede las diferencias entre provincias (Platt et al. 1991).

Se han definido numerosas relaciones predictivas entre P_{opt}^b y una o más variables obtenidas por los sensores remotos (Morel et al. 1996), especialmente en función de la temperatura (**Fig. 6**).

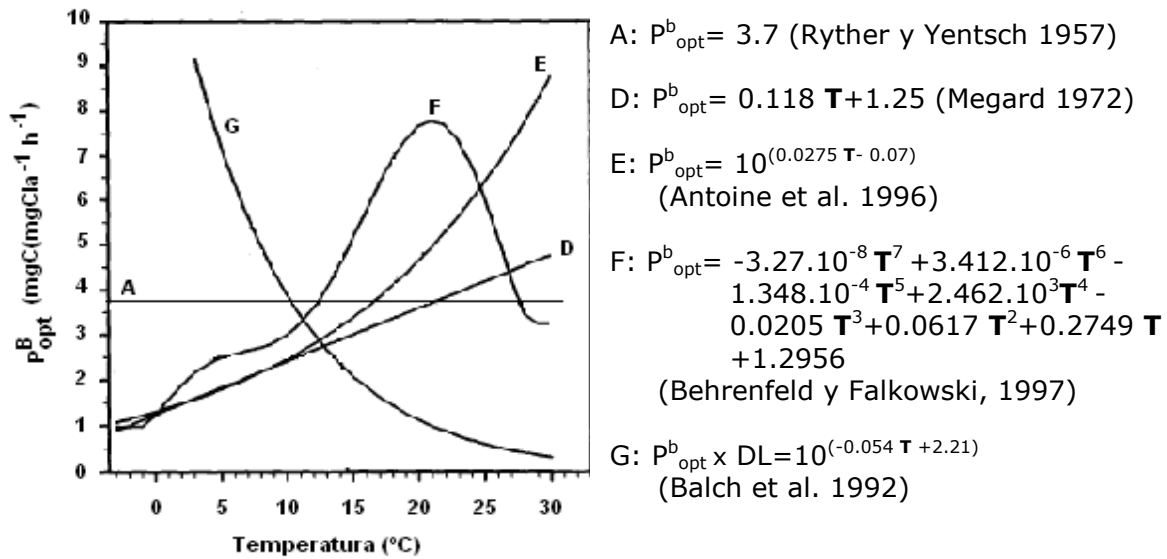


Fig. 6: modelos de P_{opt}^b en función de la temperatura.

Las estimaciones de PP obtenidas de los modelos basados en el color (**SatPPMs**) como los generados por modelos biogeoquímicos (**BOGCMs**) se presentan como la clave para estudios ecológicos y biogeoquímicos tanto a escala global como regional, sin embargo la calibración y validación de los mismos requiere un gran esfuerzo.

Saba et al. (2010), Saba et al. (2011), Friedrichs et al. (2009) comparan la performance de numerosos modelos que estiman PPN, tanto **SatPPMs** y **BOGCMs**, con series de datos de ^{14}C , dejando en evidencia que si bien todas las estimaciones están sujetas a error, la variabilidad en algunos casos es más difícil de cuantificar debido a la complejidad de los modelos. Las principales fuentes de incertidumbre están influenciadas por el número de parámetros, la variabilidad de los datos y la naturaleza de la operación matemática.

Los modelos más simples calculan PP como función únicamente de la clorofila (Por ej.: Eppley et al. 1995) considerando solo la biomasa como único indicador de la presencia de nutrientes y condiciones lumínicas.

$$PP \left[g C m^{-2} d^{-1} \right] = (chl_0 \left[mg chl m^{-3} \right])^{1/2}$$

Los más empleados son los de complejidad intermedia, como el verticalmente integrado (**VGPM**) desarrollado por Behrenfeld y Falkowski (1997)

$$\sum PP = P_{opt}^b \times DL \times Cla_s \times Z_{eu} \times f[(PAR)]$$

con $f(PAR) = 0.66125 PAR (PAR+4,1)^{-1}$ determinada empíricamente por Platt y Sathyendranath (1993) y P_{opt}^b estimada con el polinomio de orden 7 de Temperatura superficial (TS) del agua expresada en °C.

MODELOS BZI

La productividad en Estuarios ha sido extensamente relacionada con la limitación de la luz en la columna de agua como determinante para la PP. En su gran mayoría son ambientes de elevada turbidez con concentraciones de Material Particulado en Suspensión (MPS) que atenúan rápidamente la luz en la columna de agua, limitando la fotosíntesis fitoplanctónica a una estrecha capa fótica (Cloern 1987, Cole y Cloern 1987).

La variabilidad espacial y temporal de la PP en ambientes estuarinos de elevada turbidez se puede predecir a través de estimaciones de biomasa (B), profundidad de la capa fótica (Z_p) y la radiación incidente (I_0) demostrándose que los modelos empíricos conocidos como **BZI** tienen aplicación en ecosistemas ricos en nutrientes resultando buenos predictores de PPN. (Goebel et al. 2006).

En general, aplicados a estuarios con elevada turbidez y verticalmente homogéneos explican más del 65% de la varianza (Boyer et al. 1993) aunque no explicitan las bases fisiológicas careciendo en particular de cualquier descripción de la respuesta del fitoplancton a la luz (MacIntyre y Cullen 1996).

Para estimaciones de PP en los modelos BZI se asume que la atenuación vertical de la PAR no cambia con la profundidad, que la profundidad de la columna de agua excede la zona fótica, que la distribución de clorofila es homogénea, y que la PP es proporcional a la luz absorbida por los pigmentos fotosintéticos:

$$PP \text{ (mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}\text{)} = m_{BZI} (B Z_p I_0) = 4.61 m_{BZI} B I_0 / k$$

Donde **PP** es determinada generalmente por ^{14}C o por ^{18}O y m_{BZI} corresponde al factor de calibración de la función con unidades de $(\text{mgC (mgC l}^{-1}\text{)}^{-1} (\text{E m}^{-2})^{-1})$ (Cole y Cloern 1987, Heip et al. 1995, McIntyre y Cullen 1996, Strusky y Bacher 2005, Goebel et al. 2006, Brush et al. 2002, Brawley 2003, Brush y Brawley 2009).

B = Clorofila (mg.m^{-3}) en la capa fótica que también puede estimarse por fluorescencia in vivo a diferentes profundidades dentro de la misma (Goebel et al. 2006).

I_0 ($\text{E m}^{-2}\text{d}^{-1}$)= PAR superficial medida

k (m^{-1})= coeficiente de atenuación de la PAR que también puede obtenerse mediante relaciones empíricas con turbidez ó disco Secchi:

$$K=0.14 \text{ Turbidez}+0.71 \text{ (MacIntyre y Cullen, 1996a)}$$

$$K=0.191+1.242/Z_{ds} \text{ (Tillman et al. 2000, Carvalho et al. 2010)}$$

$$K=1.44/Z_{ds} \text{ (Holmes, 1970)}$$

$$K= 1.70/ Z_{ds} \text{ (Poole y Atkins, 1929)}$$

Si el modelo se ajusta con ordenada al origen sugiriendo producción en ausencia de clorofila o de luz, ésta debe no ser diferir de manera significativa de cero (Jassby et al. 2002; Strusky y Bacher, 2006).

En la mayoría de los estuarios la profundidad de la capa fótica (Z_p) suele ser una pequeña fracción de la columna de agua y dependiendo de las condiciones de mezcla, la productividad integrada en la misma no necesariamente refleja la importancia de la producción del fitoplancton como fuente de alimento para los herbívoros. La producción neta en la zona de mezcla (Z_m) puede ser sustancialmente distinta a la producción neta en la capa fótica siendo crítica la distinción entre ambas en ambientes donde la relación entre $Z_p:Z_m$ (**Fig. 7**) puede ser menor a 1. (Cloern, 1987).

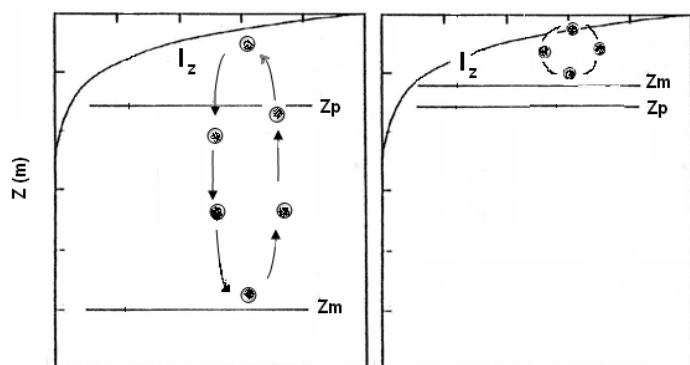


Fig. 7: esquema de distribución del fitoplancton cuando a) $Z_p < Z_m$ y b) $Z_p > Z_m$.

En la Fig. 8 se presentan valores informados de la PP anual de algunos estuarios y zonas costeras.

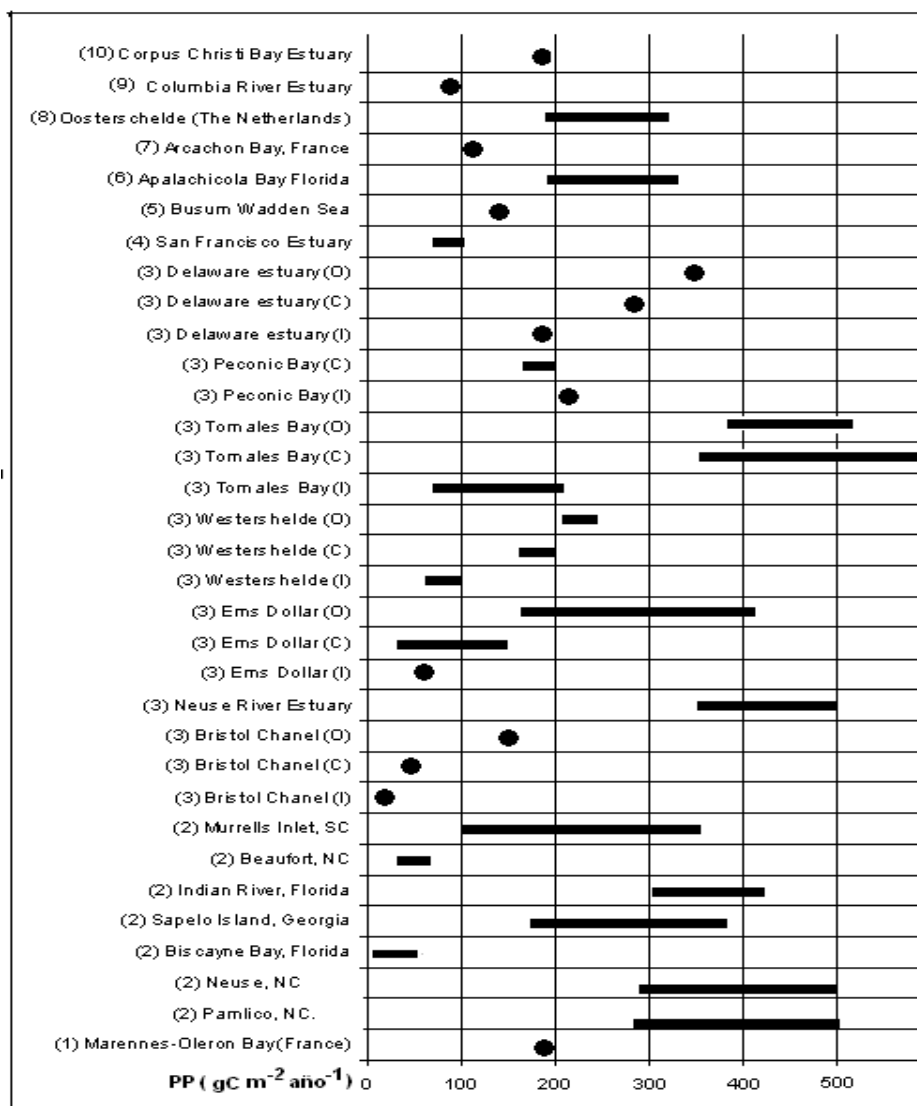


Fig. 8 : PP de algunos estuarios. (1) Struski & Bacher (2006), (2) Dame et al. (2000) NC: North Carolina, SC: South Carolina, (3) Underwood y Kromkamp (1999), (I): Inner, (C) Central, (O) Outer, (4) Jassby et al (2002), (5) Tillman et al (2000), (6) Mortazavi et al. (2000), (7) Gle et al. (2008), (8) Vegter y Visscher (1987), (9) Frey et al.(1984), (10) Flint, (1985).

REFERENCIAS

- Andersson M.G.I., Brion N., Middelburg J.J. 2006. Comparison of nitrifier activity versus growth in the Scheldt estuary - a turbid, tidal estuary. *Aqua. Microb. Ecol.*, 42: 149–158.
- Antoine D., André J.-M., Morel A. 1996. Oceanic primary production 2. Estimation at global scale from satellite (coastal zone color scanner) chlorophyll. *Global Biogeochem. Cycles*, 10: 57-69.
- Armstrong, R.A. 2006. Optimality-based modeling of nitrogen allocation and photo acclimation in photosynthesis. *Deep-Sea Res.*, 53: 513–531.
- Badger M.R., von Caemmerer S., Ruuska S., Nakano H. 2000. Electron flow to oxygen in higher plants and algae: rates and control of direct photoreduction (Mehler reaction) and rubisco oxygenase. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 355: 1433-1446.
- Balch W. M., Evan R., Brown J., Feldman G., McClain C., Esaias W. 1992. The remote sensing of ocean primary productivity: Use of new data compilation to test satellite models. *J. Geophys. Res.* 97: 2279-93.
- Beardall J., Ihnken S., Quigg A. 2009. Gross and net primary production: closing the gap between concepts and measurements. *Aquat. Microb. Ecol.* 56: 113–122.
- Behrenfeld M.J. y Falkowski P.G. 1997. A consumer's guide to phytoplankton primary productivity models. *Limnol. Oceanogr.*, 42: 1479 – 91.
- Behrenfeld M.J., Halsey K.H., Milligan A.J. 2008. Evolved physiological responses of phytoplankton to their integrated growth environment. *Phil. Trans. R. Soc. B* 363: 2687–2703.
- Behrenfeld M.J., Westberry T.K., Boss E.S., O'Malley R.T., Siegel D.A., Wiggert J.D., Franz B.A., McClain C.R., Feldman G.C., Doney S.C., Moore J.K., Dall'Olmo G., Milligan A.J., Lima I., Mahowald I. 2009. Satellite-detected fluorescence reveals global physiology of ocean phytoplankton. *Biogeosciences* 6: 779–794.
- Behrenfeld M.J., Maranon E., Siegel D.A., Hooker, S.B. 2002 Photoacclimation and nutrient-based model of light saturated photosynthesis for quantifying oceanic primary production. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 228: 103–117.
- Bender M.L., Ducklow H., Kiddon J., Marra J., Martin J. 1992. The carbon balance during the 1989 spring bloom in the North Atlantic Ocean, 47°N, 20°W. *Deep-Sea Res.* 39: 1707–25.
- Bender M., Orchardo J., Dickson M., Barber R., Lindley S. 1999. In Vitro O₂ fluxes compared with ¹⁴C production and other rate terms during the JGOFS Ecuatorial Pacific experiment. *Deep-Sea Res I* 46: 637-654.
- Bender M., Grande K., Johnson K., Marra J., Williams P.J. LeB., Sieburth J., Pilson M., Langdon C., Hitchcock G., Orchardo J., Blunt C., Donagay P. 1987. A comparison of four methods for the determination of planktonic community metabolism. *Limnol. Oceanogr.* 32: 1085–98.
- Bougis P. 1974. *Ecologie du Plancton Marin. I. Le phytoplankton*. Masson et Co. (Ed). París. 196pp.
- Boyer J.N., Christian R.R., Stanley D.W. 1993. Patterns of phytoplankton primary productivity the Neuse River estuary, North Carolina, USA. *Mar. Ecol. Progr. Series*, 97: 287 - 297.
- Brawley J. 2003. Potential applications of an empirical phytoplankton production model to shallow water ecosystems. *Ecological Modelling* 160: 55-61.
- Brush M.J., Brawley J., Nixon S.W., Kremer J.N. 2002. Modeling phytoplankton production: Problems with the Eppley curve and an empirical alternative. *Mar. Ecol. Progr. Series* 238: 31 – 45.
- Brush M.J., Brawley J.W. 2009. Adapting the light-biomass (BZI) models of phytoplankton primary production to shallow marine ecosystems. *J. Mar. Syst.* 75 : 227-235.
- Carpenter J.H., 1966. New measurements of oxygen solubility in pure and natural water. *Limnol. Oceanogr.* 11: 264-277.
- Carvalho A.P.P., Zhonghua T., Correia M.M.F., Neto J.P. 2010. Study of Physical-Chemical Variables and Primary Productivity in Bacanga River Estuary Dam, Sao Luis, Maranhao, Brazil. *Researcher*, 2: 37-43.
- Cloern J.E., Grenz C., Vidregar-Lucas L. 1995. An empirical model of the phytoplankton chlorophyll : carbon ratio - the conversion factor between productivity and growth rate. *Limnol. Oceanogr.*, 40: 1313-21.
- Cloern, J. E. 1987. Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Cont. Shelf Res.*, 7: 1367-81.
- Cole, B.E., Cloern, J.E. 1987. An empirical model for estimating phytoplankton productivity in estuaries. *Mar. Ecol. Progr. Series* 36: 299 - 305.
- Collos Y., Slawyk G. 1985. On the compatibility of carbon uptake rates calculated from stable and radioactive isotope data: implications for the design of experimental protocols in aquatic primary productivity. *J. Plankton Res.* 7: 595-603.

- Collos Y., Vaquer A., Johnston A.M., Pons V., Bibent B., Richard S. 2001. Carbon fixation, ammonium uptake and regeneration in an equatorial lake: biological versus physical control. *J. Plankton Res.* 23: 263-270.
- Côté B., Platt T. 1983. Day-to-day variations in the spring-summer photosynthetic parameters of coastal marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 28, 320-344.
- Dame R., Alber M., Allen D., Mallin M., Montague C., Lewitus A., Chalmer A., Gardner R., Gilman C., Kjerfve B., Pinckney J., Smith N. 2000. Estuaries of the South Atlantic Coast of North America: Their Geographical Signatures. *Estuaries* 23: 793-819.
- Desmit X., Vanderborght J.P., Regnier P., Wollast R. 2005 Control of phytoplankton production by physical forcing in a strongly tidal, well-mixed estuary. *Biogeosciences*. 2: 205-218.
- DiToro D.M. 1978. Optics of turbid estuarine waters: approximation and application. *Water Res.* 12: 1059 – 68.
- Doxaran D., Froidefond J.M., Castaing P., Babin M. 2009. Dynamics of the turbidity maximum zone in a macrotidal estuary (the Gironde, France): Observations from field and MODIS satellite data. *Est. Coast. Shelf Sci.* 81: 321-332.
- Dugdale R.C., Goering J.J. 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnol. Oceanogr.* 12: 196-206.
- Eppley R., Steward E., Abbott M., Heyman U. 1985. Estimating ocean primary production from satellite CHL: Introduction to regional differences and statistics for the southern California Bight, *J. Plankton Res.* 7: 57-70.
- Falkowski P., Laws E., Barber R., Murray J. 2003. Phytoplankton and their role in primary, new, and export production. *En: Ocean Biogeochemistry*. Fasham M.(ed.). Springer-Verlag, N.Y.: 99-118.
- Falkowski P.G. 1981. Light-shade adaptation and assimilation numbers. *J. Plankton Res.* 3: 203-216.
- Falkowski P.G., Dubinsky Z., Wyman K. 1985. Growth-irradiance relationships in phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 30: 311-321.
- Falkowski P.G., Raven J.A. 2007. *Aquatic Photosynthesis*. Princeton University Press (Ed). Princeton, NJ. 668pp.
- Falkowski P.G., Barber R.T., Smetacek V. 1998. Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production. *Science* 281: 200-206.
- Falkowski P.G., Wyman K., Ley A.C., Mauzerall D. 1986. Relationship of steady state photosynthesis to fluorescence in eucaryotic algae. *Biochimica et Biophysica Acta* 849: 183-192.
- Flint R.W. 1985. Long Term Estuarine Variability and Associated Biological Response. *Estuaries and Coasts* 8: 158-169.
- Frey B.E., Lara-Lara R., Small L.F. 1984. Water column primary production in the Columbia River Estuary. *Final report: Estuary Data Development Program*. Astoria, Oregon. 108 pp.
- Friedrichs M., Carr M.-E., Barber R., 2009. Assessing the uncertainties of model estimates of primary productivity in the tropical Pacific Ocean. *J. Mar. Syst.* 76: 113 – 133.
- Gaarder T., Gran H. H. 1927. Investigations of the production of plankton in the Oslo Fjord. *Rapp. et Proc. Verb. Cons. Internat. Explor. Mer* 42: 1-48.
- Gallegos C.L. 1989. Microzooplankton grazing on phytoplankton in the Rhode River, Maryland: nonlinear feeding kinetics. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 57: 23-33.
- Gazeau F., Gattuso J.P., Middelburg J.J., Brion N., Schiettecatte L.S., Frankignoulle M., Borges A.V. 2005. Planktonic and whole system metabolism in a nutrient-rich estuary (the Scheldt Estuary). *Estuaries* 28: 868-883
- Gazeau F., Middelburg J.J., Loijens M., Vanderborght J-P., Pizay M-D., Gattuso J-P. 2007. Planktonic primary production in estuaries: comparison of ^{14}C , O_2 and ^{18}O methods. *Aquat. Microb. Ecol.* 46: 95-106.
- Geider R.J. 1987. Light and temperature dependence of the carbon/chlorophyll ratio in microalgae and cyanobacteria: implications for physiology and growth of phytoplankton. *New Phytol.* 106: 1-34.
- Glé C., Del Amo Y., Sautour B., Laborde P., Chardy P. 2008. Variability of nutrients and phytoplankton primary production in a shallow macrotidal coastal ecosystem (Arcachon Bay, France). *Est. Coast. Shelf Sci.* 76: 642-656.
- Goebel N.L., Kremer J.N. Edwards C.A. 2006. Primary Production in Long Island Sound. *Estuaries and Coasts* 29: 232-245.
- Gorbunov M.Y., Falkowski P.G. 2004. Fluorescence induction and relaxation (FIRE) technique and instrumentation for monitoring photosynthetic processes and primary production in aquatic ecosystems. *En: Photosynthesis: Fundamental Aspects to Global Perspectives*. van der Est, Bruce.(Eds.). Allen Press, Oxford. 477pp.

- Grande K.D., Bender M.L., Irwin B., Platt T. 1991. A comparison of net and gross rates of oxygen production as a function of light intensity in some natural plankton populations and in a *Synechococcus* culture. *J. Plankton Res.* 13: 1–16.
- Grande K.D., Kroopnick P., Burns D., Bender M.L. 1982. ^{18}O as a tracer for measuring gross primary productivity in bottle experiments. *EOS Trans. Am. Geophys. Un.* 63: 107–113.
- Grangeré K., Lefebvre S., Ménesguen A., Jouenne F. 2009. On the interest of using field primary production data to calibrate phytoplankton rate processes in ecosystem models. *Est. Coast..Shelf Sci.*, 81: 169–178.
- Gregg W.W., Casey N.W., McClain C.R. 2005. Recent trends in global ocean chlorophyll. *Geophysical Research Letters* 32.
- Hama T., Miyazaki T., Ogawa Y., Iwakuma T., Takahashi M., Otsuki A., Ichimura S. 1983. Measurement of photosynthetic production of a marine phytoplankton population using a stable ^{13}C isotope. *Mar. Biol.* 73: 31–36.
- Heip C.H.R., Goosen N.K., Herman P.M.J., Kromkamp J., Middelburg J.J., Soetaert K. 1995. Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 33: 1–149.
- Helman Y., Barkan E., Eisenstadt D., Luz B., Kaplan A. 2005. Fractionation of the three stable oxygen isotopes by oxygen-producing and oxygen-consuming reaction in photosynthetic organisms. *Plant Physiol.*, 138: 2292–98.
- Holmes R.W. 1970. The Secchi disk in turbid coastal waters. *Limnol. Oceanogr.* 15: 688–694.
- Holm-Hansen O., Helbling E. W. 1995. Técnicas para la medición de la productividad primaria en el fitoplancton. *En: Manual de métodos ficológicos..* Alveal, Ferrario, Oliveira, Sar (Eds.). Universidad de Concepción, Chile, p. 329–350.
- Horrigan S.G., Springer A.L. 1990. Oceanic and estuarine ammonium oxidation—effects of light. *Limnol. Oceanogr.* . 35: 479–482.
- Jassby A.D., Cloern J.E., Cole B.E. 2002. Annual primary production: patterns and mechanisms of change in a nutrient rich tidal ecosystem. *Limnol. Oceanogr.*, 47: 698–712.
- Johnson Z. 2004. Description and application of the background irradiance gradient single turnover fluorometer (BIG STf). *Mar. Ecol. Progr. Series* 283: 73–80.
- Johnston A.M., Raven J.A. 1986. The analysis of photosynthesis in air and water of *Ascomyllum nodosum* (L.) Le Jol. *Oecologia* 69: 288–295.
- Joint J.R., Pomeroy A.J. 1981. Primary Production in a turbid estuary. *Est. Coast..Shelf Sci.*, 13: 303–316.
- Kameda T., Ishizaka J. 2005. Size-fractionated primary production estimated by a two-phytoplankton community model applicable to ocean color remote sensing. *J. Oceanogr.* 61: 663–672.
- Kana T. 1990. Light-dependent oxygen cycling measured by the ^{18}O isotope dilution technique. *Mar Ecol Progr Ser* 64: 293–300.
- Kim H.J., Miller A.J., McGowan J., M Carter M.L. 2009. Coastal phytoplankton blooms in the Southern California Bight. *Progr. in Oceanogr.*, 82:137–147.
- Kirk J.T.O. 1994. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge. 723pp.
- Kohler J. 1998. Measurement of photosynthetic oxygen production. *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* 6: 17–21.
- Kolber Z., Falkowski P.G. 1993. Use of active fluorescence to estimate phytoplankton photosynthesis in situ. *Limnol. Oceanogr.* 38: 1646 – 1665.
- Kolber Z.S., Prasil O., Falkowski P.G. 1998. Measurements of variable chlorophyll fluorescence using fast repetition rate techniques: defining methodology and experimental protocols. *Biochim. Biophys. Acta* 1367: 88 – 106.
- Labasque T., Chaumery C., Aminot A., Kergoat G. 2004. Spectrophotometric Winkler determination of dissolved oxygen: re-examination of critical factors and reliability. *Mar. Chem.* 88: 53–60.
- Landry M.R., Hassett R.P. 1982. Estimating the grazing impact of marine microzooplankton. *Mar. Biol.* 67: 283 – 288.
- Lawrenz E., Pinckney J.L., Ranhofer M., MacIntyre H., Richardson T. 2010. Spectral Irradiance and Phytoplankton Community Composition in a Blackwater-Dominated Estuary, Winyah Bay, South Carolina, USA. *Estuaries and Coasts* DOI 10.1007/s12237-010-9310-5.
- Laws E. A., Landry M., Barber R., Campbell L., Dickson M.-L., Marra J. 2000. Carbon cycling in primary production bottle incubations: inferences from grazing experiments and photosynthetic studies using ^{14}C and ^{18}O in the Arabian Sea. *Deep-Sea Res.* 47: 1339 –52.
- Laws E.A., Falkowski P.G., Smith W.O., Ducklow H., McCarthy J.J. 2000. Temperature effects on export production in the open ocean. *Global Biogeochem. Cy.* 14: 1231 – 46.

- Laws E.A. 1991. Photosynthetic quotients, new production and net community production in the open ocean. *Deep-Sea Res.*, 38: 143–167.
- Lean, D. R., Burnison B. K. 1979. An evaluation of errors in the ^{14}C method of primary production measurement. *Limnol. Oceanogr.*, 24: 917-928.
- Legendre L., Demers C., Yentsch C.M., Yentsch C. S. 1983. The ^{14}C method: Patterns of dark CO_2 fixation and DCMU correction to replace the dark bottle. *Limnol. Oceanogr.*, 28: 996-1003.
- Lindeman R.L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology* 23: 399-418.
- Longhurst A., Sathyendranath S., Platt T., Caverhill C. 1995. An estimate of global primary production in the ocean from satellite radiometer data. *J. Plankton Res.* 17: 1245–1271.
- Lutz V.A., Segura V., Dogliotti A.I. Gagliardini D.A., Bianchi A.A, Balestrini C.F. 2010. Primary production in the Argentine Sea during spring estimated by field and satellite models. *J. Plankton Res.* 32: 181–195.
- Luz B., Barkan E. 2000. Assessment of oceanic productivity with the triple-isotope composition of dissolved oxygen. *Science* 288: 2028-2031.
- Luz B., Barkan E. 2009. Net and gross oxygen production from O_2/Ar , $^{17}\text{O}/^{16}\text{O}$ and $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ ratios. *Aquatic Microbial Ecology* 56:133-145.
- Luz B., Barkan E., Sagi Y., Yacobi Y. 2002. Evaluation of community respiratory mechanisms with oxygen isotope: A case study in Lake Kinneret. *Limnol. Oceanogr.* 47: 33–42.
- Macedo M.F., Duarte P., Ferreira J.G. 2002. The influence of incubations periods on photosynthesis-irradiance curves. *J. Exp.Mar. Biol. and Ecol.* 274: 101-120.
- MacIntyre H. L., Geider R. J. 1996. Regulation of rubisco activity and its potential effect on photosynthesis during mixing in a turbid estuary. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 144: 247-264.
- MacIntyre H.L., Cullen J.J. 1996a. Primary production by suspended and benthic microalgae in a turbid estuary: time-scales of variability in San Antonio Bay, Texas. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 145: 245-268.
- MacIntyre H.L., Cullen J.J. 1996b. Fine-scale vertical resolution of chlorophyll and photosynthetic parameters in shallow-waters benthos. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 122: 227 – 237.
- Marra J, Barber RT. 2004. Phytoplankton and heterotrophic respiration in the surface layer of the ocean. *Geophys Res Lett* 31: L09314.
- Marra J. 2002. Approaches to the measurement of plankton production. *En: Phytoplankton productivity in marine and aquatic environments*. Williams, Thomas, Reynolds (eds) Blackwell Science, Oxford, p 78-108.
- Marra J. 2009. Net and gross productivity: weighing in with ^{14}C . *Aquat Microb Ecol.* DOI: 10.3354/01306.
- Marra J. 1978. Phytoplankton photosynthetic response to vertical movement in a mixed layer. *Mar. Biol.* 46: 203-208.
- Martinez R. 1992. Respiration and respiratory electron-transport activity in marine phytoplankton—growth-rate dependence and light enhancement. *J. Plankton Res.* 14: 789-797.
- Mauzerall D. 1972. Light-induced changes in *Chlorella*, and the primary photoreaction for the production of oxygen. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 69: 1358-62.
- Megard R.O. 1972. Phytoplankton, photosynthesis, and phosphorus in Lake Minnetonka, Minnesota. *Limnol. Oceanogr.* 17: 68-87.
- Miller H.L., Dunton K.H. 2007. Stable isotope (^{13}C) and O_2 micro-optode alternatives for measuring photosynthesis in seaweeds. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 329: 85-97.
- Moigis A. G. 2000. Photosynthetic rates in the surface waters of the Red Sea: the radiocarbon vs. the non-isotopic dilution method. *J. Plankton Res.* 22: 713–727.
- Moigis A. G., Gocke K. 2003. Primary production of phytoplankton estimated by means of the dilution method in coastal waters. *J. Plankton Res.* 25: 1291–1300.
- Moisan J., Miller A.J., Di Lorenzo E., Wilkin J. 2007. Ch. 10: Modeling and Data Assimilation. *En: Remote Sensing Of Coastal Aquatic Environments Technologies, Techniques and Applications*. Miller, Del Castillo, McKee (Eds). ISBN 978-1-4020-3100-7 (e-book).
- Morel A. 1991. Light and marine photosynthesis: A spectral model with geochemical and climatological implications. *Prog. Oceanogr.* 26: 263-306.
- Morel A., Antoine D., Babin M., Dandonneau Y. 1996. Measured and modeled primary production in the northeast Atlantic (EUMELI JGOFS program): the impact of natural variations in photosynthetic parameters on model predictive skill. *Deep-Sea Research I* 43: 1273–1304.
- Morel A., Berton J.F. 1989. Surface pigments, algal biomass profiles, and potential production of the euphotic layer - relationships reinvestigated in view of remote-sensing applications. *Limnol. Oceanogr.* 34: 1545–1562.

- Mortazavi B., Iverson R.L., Landing W.M., Lewis F.G. Huang W. 2000. Control of phytoplankton production and biomass in a river-dominated estuary: Apañachicola Bay, Florida, USA. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 198: 19-31.
- Mousseau L., Dauchez S., Legendre L., Fortier L. 1995. Photosynthetic carbon uptake by marine phytoplankton: comparison of the stable (^{13}C) and radioactive (^{14}C) isotope methods. *J. Plankton Res.* 17: 1449–1460.
- Pai S-C., Gong G-C., Liu K-K. 1993. Determination of dissolved oxygen in seawater by direct spectrophotometry of total iodine. *Mar. Chem.* 41: 343-351.
- Peterson, B. J. 1980. Aquatic primary productivity and the ^{14}C -CO₂ method: A history of the productivity problem. *Ann. Rev. Ecol. Systematics* 11: 359-385.
- Platt T., Sathyendranath S. 2009. *Light and Marine Primary Production*. Seibutsu Kenkyusha, Tokyo, 174 pp.
- Platt T., Sathyendranath S. 1993. Estimators of primary production for interpretation of remotely sensed data on ocean color. *J. Geophys. Res.* 98: 14561-14576.
- Platt T., Bird D. F., Sathyendranath S. 1991. Critical depth and marine primary production. *Proc. Royal Soc. London. Series B.* 246: 205-217.
- Platt, T., Sathyendranath, S., 1988. Oceanic primary production: estimation by remote sensing at local and regional scales. *Science* 241: 1613–1620.
- Poole H.H., Atkins W.R.G. 1929. Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year, *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 16: 297-324.
- Pringault O., Tesson S., Rochelle-Newall E. 2009. Respiration in the light and bacterio-phytoplankton coupling in a coastal environment. *Microb Ecol* 57: 321–334.
- Raven J.A. 2009. Contributions of anoxygenic and oxygenic phototrophy and chemolithotrophy to carbon and oxygen fluxes in aquatic environments. *Aquat. Microb. Ecol.* 56: 177 – 192.
- Reinthal T., Bakker, K., Manuels, R., van Ooijen, J., Herndl, G. J., 2006. Fully automated spectrophotometric approach to determine oxygen concentration in seawater via continuous-flow analysis. *Limnol. Oceanogr: Methods* 4, 358-366.
- Ryther J.H. 1956. The measurement of primary production. *Limnol Oceanogr.* 1: 72-84.
- Ryther J.H., Yentsch C.S. 1957. The estimation of phytoplankton production in the ocean from chlorophyll and light data. *Limnol. Oceanogr.* 2: 281-286.
- Saba V.S., Friedrichs M.A., Antoine D., Armstrong R.A., Asanuma I., Aumont O., Behrenfeld M.J., Ciotti A.M., Dowell M., Hoepffner N., Hyde K.J., Ishizaka J., Kameda T., Marra J., Mélin F., Moore J.K., Morel A., O'Reilly J., Scardi M., Smith Jr. W.O., Smyth T.J., Tang S., Uitz J., Waters K., Westberry T.K. 2011. An evaluation of ocean color model estimates of marine primary productivity in coastal and pelagic regions across the globe. *Biogeosciences*, 8, 489-503.
- Saba V.S., Friedrichs M.A., Carr M-E., Antoine D., Armstrong R.A., Asanuma I., Aumont O., Bates N.R., Behrenfeld M.J., Bennington V., Bopp L., Bruggeman J., Buitenhuis E.T., Church M.J., Ciotti A.M., Doney S.C., Dowell M., Dunne J., Dutkiewicz S., Gregg W., Hoepffner N., Hyde K.J., Ishizaka J., Kameda T., Karl D.M., Lima I., Lomas M.W., Marra J., McKinley G.A., Mélin F., Moore J.K., Morel A., O'Reilly J., Salihoglu B., Scardi M., Smyth T.J., Tang S., Tjiputra J., Uitz J., Vichi M., Waters K., Westberry T.K., Yool A. 2010. Challenges of modeling depth-integrated marine primary productivity over multiple decades: A case study at BATS and HOT. *Global Biogeochemical Cycles*, 24, DOI:10.1029/2009GB003655.
- Sakshaug E., Bricaud A., Dandonneau Y. Falkowski P.G., Kiefer D.A., Legendre L., Morel A., Parslow J., Takahashi M. (1997). Parameters of photosynthesis: definitions, theory and interpretation of results. *J. Plankton Res.*, 19(11):1637 – 1670.
- Sathyendranath S., Platt T. 1989. Computation of aquatic primary production: Extended formalism to include effect of angular and spectral distribution of light. *Limnol. Oceanogr.* 34: 188 - 198.
- Schreiber U., Schliwa U., Bilger W. 1986. Continuous recording of photochemical and non-photochemical chlorophyll fluorescence quenching with a new type of modulation fluorometer. *Photosynth. Res.*, 10: 51 – 62
- Shiomoto A., Marumura S. 1992. Primary Productivity in a Cold Water Mass and the Neighborhood Area Occurring off Enshu-Nada in the Late Summer of 1989. *J. of Oceanogr.* 48:105-115.
- Slawyk G., L'Helguen S., Collos Y., Freije H. 1988. Quantitative determination of particulate organic N and C in marine-phytoplankton samples using mass-spectrometer signals from isotope-ratio analyses in ^{15}N and ^{13}C tracer studies. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 115:187-195.
- Slawyk G., Raimbault P., Garcia N. 1998. Measuring gross uptake of ^{15}N -labeled nitrogen by marine phytoplankton without particulate matter collection: Evidence of low ^{15}N losses to the dissolved organic nitrogen pool. *Limnol. Oceanogr.*, 43: 1734-39.

- Slawyk G., Collos Y. and Auclair J.-C. 1977. The use of ^{14}C and ^{15}N isotopes for the simultaneous measurement of carbon and nitrogen turnover rates in marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 22: 925-932.
- Spilmont N., Davoult D., Migne A., 2006. Benthic primary production during emersion: In situ measurements and potential primary production in the Seine Estuary (English Channel, France). *Mar. Poll. Bull.*, 53: 49-55.
- Steeman Nielsen E. 1952. The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, 18: 117-140.
- Strickland J.D.H. 1960. Measuring the production of marine phytoplankton. *Bull. Fish. Res. Bd. Canada* 122: 1-172.
- Strickland J.D.H., Parsons T.R., 1972. *A practical hand book of seawater analysis*, Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 167 (Second Edition). Ottawa.
- Struski C., Bacher C. 2006. Preliminary estimate of primary production by phytoplankton in Marennes-Oléron Bay, France. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 66: 323 - 334.
- Sugget D., Moore C.M., Hickman A.E., Geider R.J. 2009a. Interpretation of fast repetition rate (FRR) fluorescence: signatures of phytoplankton community structure versus physiological state. *Mar. Ecol. Progr. Series*, 376: 1-19.
- Suggett D.J., MacIntyre H.I., Kana T.M., Geider R.J. 2009b. Comparing electron transport with gas exchange rates between alternative photosynthetic currencies for eukaryotic phytoplankton. *Aquat. Microb. Ecol.* 56: 147 – 162.
- Tett P. 1990. The Photoc Zone. In: *Light and Life in the Sea*. Herring, Campbell, Whitfield, Maddock (Eds.) Cambridge Univ. Press. 365pp.
- Tillman U. Hesse K.J., Colijn F. 2000. Planktonic primary production in the German Wadden Sea. *J. Plankton Res.*, 22: 1253-76.
- Underwood G.J.C., Kromkamp J. 1999. Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. *Adv. Ecol. Res.* 29: 93-15.
- Vadeboncoeur, Y. & D. M. Lodge (1998) Dissolved inorganic carbon sources for epipelagic algal production: sensitivity of primary production estimates to spatial and temporal distribution of ^{14}C . *Limnol. Oceanogr.*, 42: 1222-26.
- Vegter F., De Visscher P.R.M. 1987. Nutrients and phytoplankton primary production in the marine tidal Oosterschelde estuary (The Netherlands). *Aquatic Ecol.*, 21:149-158.
- Villafañe V.E., Marcoval M.A., Helbling E.W. 2004. Photosynthesis versus irradiance characteristics in phytoplankton assemblages off Patagonia (Argentina): temporal variability and solar UVR effects. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 284: 23-34.
- Ward B. B. 2005. Temporal variability in nitrification rates and related biogeochemical factors in Monterey bay, CA, USA. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 292: 97-109.
- Wetzel R.G. 1965. Techniques and problems of primary productivity measurements in higher aquatic plants and periphyton. *Mem. Ist. Italiano de Idrobiol.*, 18: 249-267.
- Williams P.J. le B., Robertson I.E. 1991. Overall planktonic oxygen and carbon dioxide metabolism: The problem of reconciling observations and calculations of photosynthetic quotients, *J. Plankton Res.* 13S: 153
- Williams P.J. le B., Jenkinson N.W. 1982. A transportable microprocessor-controlled Winkler titration suitable for field and shipboard use. *Limnol. Oceanogr.* 27: 576-584.
- Williams P.J. le B., Thomas D.N., Reynolds C.S. 2002. *Phytoplankton productivity: carbon assimilation in marine and freshwater ecosystems*. Blackwell Science, Oxford.
- Williams P.J. le B. 1993. Chemical and tracer methods of measuring plankton production. *ICES Mar. Sci. Symp.* 197: 20 - 36.
- Yoder, J.A., Bishop S.S. 1985. Effects of mixing induced irradiance fluctuations on photosynthesis of natural assemblages of coastal phytoplankton. *Mar. Biol.*, 90: 87-93.

CAPÍTULO 8.A

EL ROL DEL FITOPLANCTON EN LOS PROCESOS BIOGEOQUÍMICOS EN ESTUARIOS

Cecilia A. Popovich y Valeria A. Guinder

1. INTRODUCCIÓN

Los océanos desempeñan un papel importante en el ciclo biogeoquímico mundial del carbono. No sólo representan el mayor sumidero de carbono a largo plazo, sino que también almacenan y redistribuyen aproximadamente el 93 % del CO₂ del planeta (Nellemann et al. 2009). Además, de todo el carbono capturado anualmente en el mundo por procesos de fotosíntesis, más del 55% es fijado por microorganismos marinos (Falkowski et al. 2004, Arrigo 2005, Bowler et al. 2009, Simon et al. 2009). En este ciclo dominan el fitoplancton como también las bacterias y arqueobacterias (Parsons y Takahashi 1973, Burkill et al. 2002). Los estuarios son ecosistemas altamente productivos y son responsables de aproximadamente el 25% de la productividad oceánica (Rabouille et al. 2001). Estos sistemas son característicamente importantes debido a su estrecha relación con la pesca, la acuicultura y los asentamientos urbanos e industriales. Además, son ecosistemas ricos en biodiversidad ya que constituyen el sitio de reproducción de numerosas especies de importancia económica y ecológica (Mateus et al. 2008). Sin embargo, la vulnerabilidad y la utilización indiscriminada de estos ambientes afectan en gran medida su funcionamiento natural y por ende su rol como sumideros de carbono (Ver et al. 1999), sostén de distintas redes tróficas y amortiguadores (en inglés: *filter zones*) entre los ambientes terrestres y marinos (Telesh 2004).

El flujo de carbono a través de la interfase atmósfera-océano es una función de la solubilidad del CO₂ en el agua. Además, la cantidad de CO₂ disuelta en el agua de mar depende de las condiciones fisicoquímicas del agua (e.g. temperatura, salinidad y alcalinidad) y de los procesos biológicos, como la productividad primaria y la respiración (Falkowski y Oliver 2007). El fitoplancton, a través del proceso de fotosíntesis, absorbe el CO₂ de las aguas superficiales y lo incorpora como carbono orgánico (proteínas, polisacáridos, lípidos y metabolitos de bajo peso molecular). Aunque la mayor parte del carbono incorporado en la materia orgánica de estas células es devuelto a la atmósfera a través de la respiración, una pequeña -pero significativa- parte del carbono es "exportada" hacia el fondo. Este proceso es conocido como "bomba biológica" (**Fig. 1**), dado que, comparativamente, el CO₂ es "bombeado" desde la atmósfera hasta el fondo del océano (Eppley y Peterson 1979, Falkowski y Oliver 2007). El fitoplancton usa energía solar para fijar dióxido de carbono (CO₂) y producir carbono orgánico particulado. Gran parte de este carbono es consumido y respirado en la zona superficial por herbívoros y bacterias. Aproximadamente el 15% de la materia orgánica (MO) es exportada por debajo de la termoclina, donde es consumida y respirada. El flujo de la MO al océano profundo y su subsecuente oxidación, enriquece la provisión de nutrientes inorgánicos por debajo de la termoclina. Por lo tanto, la concentración de carbono inorgánico (CI) en el océano profundo es mayor que el equilibrio en la atmósfera. Este enriquecimiento de CI, llamado bomba biológica, es responsable de mantener al océano con una concentración de CO₂ de aproximadamente 300 partes por millón por volumen superior al de la atmósfera. Sólo una

pequeña parte (aprox. 0,1 %) de la MO que sedimenta en el océano profundo es luego enterrada e incorporada a los sedimentos y rocas marinas. En escala de tiempo geológico, la consecuencia del secuestro del carbono es la acumulación de oxígeno en la atmósfera terrestre. Específicamente en las zonas costeras, el ciclo biogeoquímico del carbono está acoplado y estrechamente vinculado con los ciclos del nitrógeno y fósforo a través de los procesos de transferencia biológica (Ver et al. 1999). Así, los mecanismos que regulan la síntesis y pérdida de la materia orgánica tienen el potencial de afectar la magnitud de esta bomba biológica y consecuentemente, el flujo de CO₂ de la atmósfera al océano (Sanders et al. 2005). Además, la productividad primaria del fitoplancton juega un rol ecológico esencial en los estuarios templados, dado que la biomasa producida es una fuente impulsora de la trofodinamia del ambiente y también de los procesos microbianos relacionados con la regeneración de los nutrientes (Falkowski y Oliver 2007).

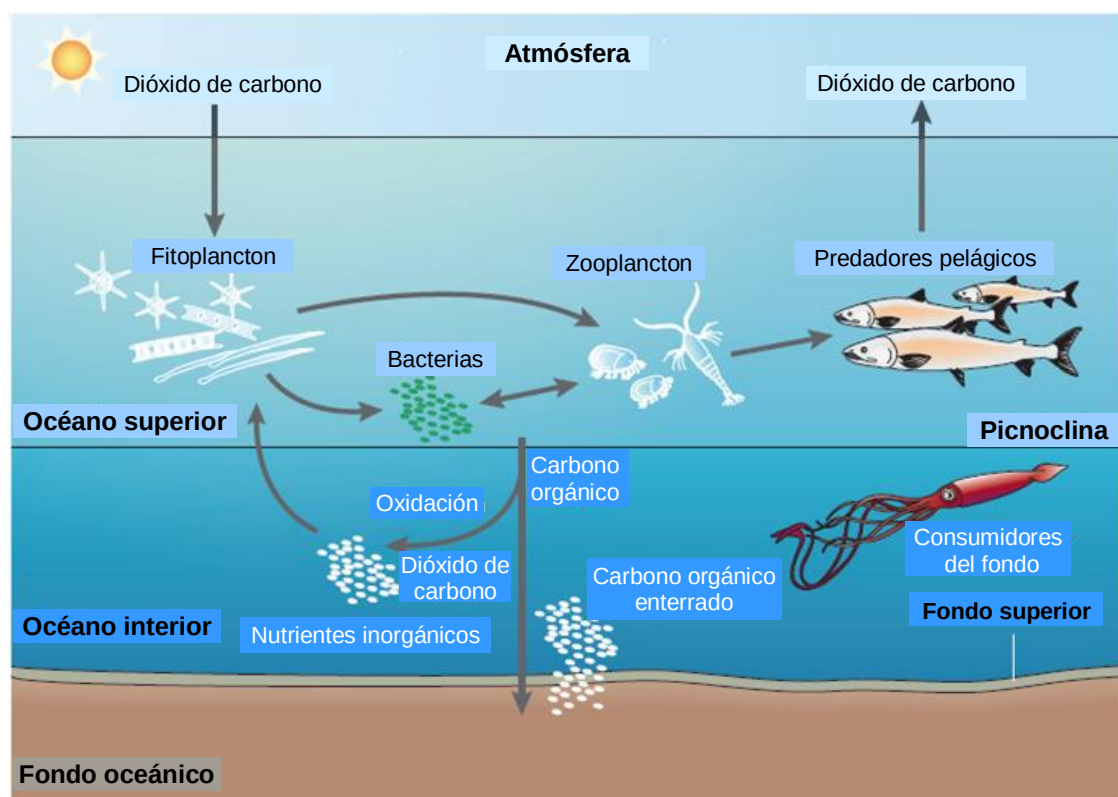


Fig. 1: Representación de la bomba biológica.

Debido al rol del fitoplancton como productor primario en el ciclo del carbono, uno de los principales objetivos de la ecología ha sido identificar los factores que regulan la sucesión, la fenología y el crecimiento del fitoplancton en los ecosistemas acuáticos (Domingues et al. 2005). En los ambientes costeros someros, la productividad primaria está regulada por la estrecha interacción entre la costa, el mar, el fondo y la atmósfera, e incluye la intervención de factores abióticos (e.g. flujo de nutrientes, disponibilidad de luz, mareas, descargas de ríos), bióticos (e.g. presión de pastoreo y competencia) (Glé et al. 2008) y factores climáticos y antrópicos (Edwards y Richardson 2004; Thackeray et al. 2008, Gebühr et al. 2009). Además, debido a los cambios que se producen en la calidad del agua durante los procesos de producción, el fitoplancton es un importante agente de cambios biogeoquímicos (Cloern 1996).

La producción fitoplanctónica en ambientes estuarinos ha sido evaluada mediante el estudio de los patrones temporales y espaciales de la biomasa, la concentración de clorofila *a*, la abundancia celular, la composición específica y la ocurrencia de floraciones (Pennock y Sharp 1986, Cloern 1996, Goosen et al. 1999, Kocum et al. 2002a, Calliari et al. 2005, Glé et al. 2008). El rol de los nutrientes en la producción del fitoplancton ha sido analizado a través de conceptos tales como: nutrientes limitantes, relación entre nutrientes y eutroficación de ambientes costeros (Conley y Malone 1992, Roelke et al. 1999, Piehler et al. 2004, Domingues et al. 2005, Lopes et al. 2006). Por otro lado, en la última década han aumentado los estudios basados en el análisis de largas series de tiempo para evaluar el efecto del cambio climático global sobre la fenología y estructura del fitoplancton y consecuentemente sobre la productividad y la trofodinamia pelágica (Parmesan y Yohe 2003, Hays et al. 2005, Molinero et al. 2005, Parmesan 2006, Falkowsky y Olivier 2007, Cloern y Jassby 2008, Nixon et al. 2009, Boyce et al. 2010, Philippart et al. 2010, Guinder 2011). En este capítulo se revisarán algunos conceptos clásicos y contemporáneos de: sucesión fitoplanctónica, floración, producción primaria, nutrientes limitantes, relación de Redfield, eutroficación y cambio climático, con el objeto de evaluar el rol del fitoplancton en los procesos biogeoquímicos en ambientes estuarinos con especial énfasis en el estuario de Bahía Blanca (EBB).

2. Sucesión y grupos fitoplanctónicos dominantes en ambientes estuarinos

La variabilidad del fitoplancton puede presentar distintos patrones y frecuencias: ciclos, tendencias, eventos inusuales, pulsos irregulares; como así también puede ocurrir a diferentes escalas temporales desde horas hasta décadas (Smayda 1998). Además, el fitoplancton puede responder a los cambios ambientales locales (e.g. descarga de nutrientes), regionales (e.g. cambio en el régimen de lluvias) o globales (e.g. incremento de la temperatura) a nivel de comunidad, modificando la tasa de productividad primaria, biomasa o diversidad; o a nivel de especie, modificando la fisiología y las interacciones interespecíficas. Una sucesión fitoplanctónica también es un mecanismo de variación y puede definirse como un proceso de reorganización continua de la comunidad, debido a un cambio en la composición de las especies dentro de una masa de agua y en un tiempo determinado (Smayda 1980). Este concepto debe ser diferenciado de una secuencia, que implica un cambio en la composición específica debido a un reemplazo de las masas de agua. Así, en una sucesión hablamos de poblaciones autóctonas y en una secuencia, de especies alóctonas (Smayda 1980). En general, los grupos fitoplanctónicos dominantes en ambientes costeros están representados por diatomeas, cocolitofóridos, dinoflagelados y otros flagelados. Estos grupos constituyen los principales productores primarios dentro de las fracciones del nano y del microfitoplancton (2-20 μm y 20-200 μm , respectivamente), mientras que las algas verdes dominan la fracción del picofitoplancton (entre 0,2-2 μm) (Not et al. 2004). Aproximadamente un 40% de todas las especies marinas descriptas son diatomeas y éstas tienen un rol crucial en la biogeoquímica acuática y en el ciclo de los nutrientes. Las diatomeas dominan en ambientes turbios y ricos en nutrientes (Margalef 1978, Smayda 1980, Falkowski et al. 2004), contribuyen sustancialmente a la fijación de carbono, son la principal fuente biológica de exportación de carbono desde aguas superficiales a profundas (Legendre 1990) y son el nexo esencial para la transferencia de energía hacia niveles tróficos superiores, dado que constituyen un alimento de alta calidad para los consumidores (Cloern y Dufford 2005). De acuerdo a Popovich et al. (2011), la composición lipídica de *Skeletonema costatum* y *Navicula gregaria*, dos diatomeas aisladas del EBB, presenta importantes cantidades de ácidos grasos poliinsaturados, los cuales son

claves para un óptimo desarrollo del zooplancton (Wichard et al. 2008). Los cocolitofóridos, generalmente se desarrollan en aguas cálidas y oligotróficas (Margalef 1978, Smayda 1980) y son responsables de la precipitación de CaCO_3 en el océano (Milliman 1993), mientras que los dinoflagelados presentan una preferencia ambiental intermedia (Margalef 1978, Smayda 1980) y menos de la mitad de las especies son fotosintéticas (Sournia 1986). Las cianobacterias son menos dominantes en ambientes marinos; algunas especies (e.g. *Trichodesmium* y *Crocospaera*) son fijadoras de N_2 , por lo que cumplen un rol importante en el ciclo del carbono y del nitrógeno (Zehr et al. 2007).

El EBB es un ambiente somero, rico en nutrientes, turbulento y turbio. Estudios del fitoplancton realizados en su zona interna desde 1978 hasta el presente con una frecuencia quincenal, revelaron que el ciclo anual del fitoplancton durante el período 1978-2002 se caracterizaba por un patrón estacional recurrente dominado por una floración de diatomeas en invierno-primavera temprana (Popovich et al. 2008a y las referencias incluidas). Esta floración estaba compuesta por una asociación de especies de los géneros *Thalassiosira* (*T. curviseriata*, *T. hibernalis*, *T. pacifica*, *T. rotula* y *T. anguste-lineata*) y *Chaetoceros* (*C. ceratosporus* var. *brachysetus*, *C. debilis*, *C. diadema*, *C. similis* y *C. sp.*), observándose una sucesión de tamaños durante el desarrollo de la floración. Las poblaciones pioneras estaban representadas por especies nanoplanctónicas, como son *Thalassiosira curviseriata* y algunas especies de *Chaetoceros*. Las células pequeñas presentan una alta relación superficie:volumen, lo que les confiere una mayor capacidad para absorber los nutrientes y para captar la radiación solar. De esta manera, estas poblaciones tienen altas tasas de división celular y dominan al comienzo de la floración. Posteriormente, la comunidad estaba dominada por especies de mayor tamaño, dentro de la fracción microplanctónica, probablemente debido al aumento de la presión del microzooplancton herbívoro, el cual preda selectivamente sobre el fitoplancton pequeño (Pettigrosso et al. 1997, Pettigrosso y Popovich 2009). La primavera, caracterizada por una mayor actividad del mesozooplancton y por condiciones intermedias de nutrientes y temperatura, estaba dominada por las diatomeas *Guinardia delicatula*, *Cerataulina pelagica*, *Leptocylindrus minimus*, la Xanthophyceae *Ophiocytium* sp. y algunos dinoflagelados como *Scripsiella trochoidea* y *Prorocentrum mican*. El verano, presentaba cortos picos de fitoflagelados, como *Pyramimonas* sp., *Cryptomonas* sp. y euglenofíceas y algunas diatomeas como *Thalassiosira minima*, *Thalassionema nitzschioides* y *Cyclotella* sp. Por último, el otoño se caracterizaba por poblaciones de *Thalassiosira hendeyi* y *Paralia sulcata*, con densidades bajas. Aparentemente, estas especies de gran tamaño y con paredes fuertemente silicificadas permanecían en la capa eufótica por los fuertes vientos otoñales que inducían alta mezcla vertical de la columna de agua (Gayoso 1988, Popovich 1997, Gayoso 1998, 1999, Popovich 2004, Popovich et al. 2008a, Guinder 2011). Todas estas poblaciones fitoplanctónicas son autóctonas de la zona interna del EBB y presentan características adaptativas a las condiciones hidrológicas dominantes del ambiente. Por ejemplo, algunas especies forman cadenas o presentan proyecciones (setas), las cuales les permiten sobrevivir en un ambiente turbulento; por otro lado, pueden resistir importantes variaciones de salinidad y temperatura debido a su comportamiento eurioico (Popovich y Gayoso 1999). En algunas especies de los géneros *Thalassiosira* y *Chaetoceros* y en *Ditylum brightwellii* se ha observado la presencia de esporas de resistencia, indicando que estas poblaciones permanecen en un estado latente en los sedimentos de la zona interna del estuario, cuando las condiciones no son favorables para su crecimiento.

3. Floraciones: definiciones y causas

Las poblaciones fitoplanctónicas suelen encontrarse en un estado estable (*quasi-equilibrium*) en el cual la tasa de producción de biomasa (productividad primaria) se encuentra balanceada por la tasa de pérdida (e.g. respiración, consumo del zooplancton, sedimentación y transporte horizontal). Bajo este estado, el crecimiento poblacional neto se encuentra cerca de cero y la biomasa permanece constante (Cloern 1996, Lucas et al. 1999 a y b). Considerando todos estos factores, el crecimiento del fitoplancton puede definirse de acuerdo con la siguiente ecuación de balance de biomasa:

$$\Delta B/\Delta t = \pm (\mu - r) B - P_p - P_b \pm I \pm T \quad (1)$$

Donde $\Delta B/\Delta t$ representa el cambio de biomasa (ΔB) en el tiempo (Δt) como una función de la velocidad de: crecimiento (μ), pérdida por respiración (r), siendo $(\mu - r)$ la velocidad de crecimiento neta y $(\mu - r) B$ la velocidad neta de producción de biomasa; pérdida por pastaje del zooplancton (P_p), pérdida por pastaje del zoobentos (P_b), intercambio de biomasa entre el sedimento del fondo y la columna de agua (I) y el transporte horizontal por procesos de difusión advectiva y turbulenta (T).

Las floraciones (en inglés: *blooms*) son eventos en donde la productividad primaria excede los mecanismos de pérdida. En consecuencia, la población crece rápidamente y alcanza valores excepcionalmente altos de densidad celular (Legendre 1990). De acuerdo con este concepto, $\Delta B/\Delta t$ alcanza valores positivos, dado que la velocidad neta de producción de biomasa supera la velocidad de pérdida:

$$(\mu - r) B >> (P_p + P_b + I + T) \quad (2)$$

La composición específica es otra característica importante que se utiliza para definir una floración de fitoplancton (Smayda 1997). De acuerdo con este criterio, existen floraciones benignas en términos de carbono disponible para la cadena trófica y floraciones nocivas dominadas por especies tóxicas, generalmente flagelados, que provocan mortalidad, daño fisiológico u otro efecto negativo sobre la biota acuática. Los métodos usados para estudiar estas dos clases de eventos suelen también ser diferentes. En las floraciones tóxicas, es importante la presencia de toxinas, independientemente de la biomasa alcanzada, mientras que en las floraciones benignas, la determinación de la biomasa es el criterio más usado para establecer la magnitud y las consecuencias de estos incrementos de carbono en la producción y trofodinámica del ambiente. En ambientes templados, las floraciones primaverales son eventos claves dentro del ciclo anual dado que representan el primer impulso alimenticio y, por lo tanto, pueden relacionarse con el éxito reproductivo de muchas especies consumidoras (Edwards y Richardson 2004). El paradigma clásico de la floración primaveral (Sverdrup 1953) enuncia que la comunidad del fitoplancton inicialmente limitada por la luz, inicia la floración luego de la estratificación parcial (desarrollo de la profundidad crítica), con el subsiguiente colapso como resultado del decaimiento progresivo de los nutrientes y el aumento en la predación por parte del zooplancton. En ambientes templados costeros, el inicio y la duración de la floración de primavera son considerados relativamente constantes de año a año (Sverdrup 1953, Cushing 1989, Sommer et al. 1986, Smayda 1998). En el caso particular del EBB, la floración invernal de diatomeas representa el episodio de producción de biomasa más importante en el ciclo anual del fitoplancton. En relación con los factores desencadenantes de este evento, el modelo de profundidad crítica, descrito por Sverdrup (1953), no permitió

encontrar una explicación en el EBB (Popovich 1997). En este ambiente, la columna de agua no mostró períodos de estratificación y la disponibilidad de luz en la columna de agua fue relativamente constante y baja, independientemente de la estación del año. Por otro lado la alta disponibilidad de nutrientes, producto de las lluvias otoñales y de los intensos procesos de remineralización en la zona interna (Popovich et al. 2008a, Popovich y Marcovecchio 2008) y la reducida actividad trófica del mesozooplankton (e.g. *Acartia tonsa* y *Eurytemora americana*), debido a las bajas temperaturas (Hoffmeyer 2004), han sido considerados factores importantes en el inicio de esta floración. Además, la capacidad de *Thalassiosira curviseriata*, la especie dominante, de crecer a relativamente bajas intensidades de luz, representa una ventaja adaptativa en un ambiente característicamente turbio. En cuanto a su magnitud, esta floración ha mostrado máximos de abundancia celular de hasta 12 millones de células por litro (Popovich 1997), concentraciones de clorofila de hasta $42 \mu\text{g L}^{-1}$ y niveles de productividad primaria de aproximadamente $300 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (Freije y Gayoso 1988).

3.1 El rol de las floraciones como agentes de cambios biogeoquímicos

La producción primaria del fitoplancton es un proceso clave tanto para el reciclado de los nutrientes como para la dinámica trófica y el acoplamiento bento-pelágico en estuarios (**Fig. 2**). El fitoplancton asimila sustancias inorgánicas (CO_2 , NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , SiO_4^{3-} , Fe, etc) y a través de la fotosíntesis y la biosíntesis las incorpora como materia orgánica particulada (MOP) para luego transformarla en materia orgánica disuelta (MOD) al liberar metabolitos en la columna de agua. Tanto la MOP como la MOD permiten sostener la producción de los organismos heterótrofos pelágicos y bentónicos. Durante las floraciones de fitoplancton, la velocidad de producción primaria supera a la velocidad de remineralización, observándose cambios biogeoquímicos significativos y mensurables tales como: (1) disminución de los nutrientes inorgánicos (N, P, Si), (2) sobresaturación de oxígeno y remoción de CO_2 , (3) aumento del pH y (4) aumento de la concentración de materia orgánica (Cloern 1996). Durante los períodos de floración la disminución del carbono inorgánico disuelto y la sobresaturación de O_2 indican que la fotosíntesis excede a la respiración y entonces se dice que el ecosistema está en un estado de autotrofia neta. Contrariamente, un exceso de CO_2 y subsaturación de O_2 indican que el ecosistema está en estado de heterotrofia neta (Cloern 1996, Goosen et al. 1999). Según Popovich et al. (2008b), el aumento de biomasa observada durante la floración invernal de diatomeas del 2002 en el EBB, estuvo asociada con: (1) una disminución significativa de la concentración de todos los nutrientes disueltos, llegando el nitrato y el nitrito hasta valores no detectables, (2) un incremento en el porcentaje de saturación de O_2 (hasta 108 %) y (3) un aumento del pH (hasta 9,5). De acuerdo con estos resultados, la zona interna del estuario presentaría eventos de autotrofia durante los períodos de floración invernal, acorde con lo observado en otros ambientes similares (Cabeçadas et al. 1999, Townsend y Thomas 2002).

Sin embargo, para evaluar el rol de un ecosistema como fuente o sumidero de carbono, es necesario analizar el metabolismo neto del ecosistema (MNE). Este parámetro, medido en $\text{g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, es una medida del balance anual entre la producción y la respiración del ambiente (Smith y Hollibaugh 1997, Gattuso et al. 1998, Caffrey 2003, 2004). En varios estuarios de Estados Unidos se evaluó el MNE en base a datos de calidad de agua (oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y pH) durante el período 1995-2000 (Caffrey 2004) y se encontró que la temperatura y los nutrientes afectan considerablemente

las velocidades metabólicas, con velocidades altas de producción y respiración en el verano y velocidades bajas en el invierno.

Las zonas con mayor disponibilidad de nutrientes fueron en general más autotróficas que las zonas oligotróficas. La salinidad también fue un factor importante en los estuarios estudiados, con una mayor heterotrofia en zonas oligohalinas que en las euhalinas. Las zonas de menor salinidad son las adyacentes a la desembocadura de los ríos, en donde la turbidez es mayor y por ende la producción se encuentra fuertemente limitada por la disponibilidad de radiación en la columna de agua (Goosen et al. 1999, Kocum et al. 2002, Gattuso 2006). Sobre una base anual, Caffrey (2004) encontró un estado de heterotrofia en la mayoría de los estuarios estudiados. Esta observación coincide con el patrón heterotrófico que caracteriza a los sistemas estuarinos en general (Gattuso et al. 1998). En estos ambientes la luz es el principal factor limitante de la fotosíntesis, consecuentemente las pérdidas causadas por la respiración del carbono fijado son elevadas (Goosen et al. 1999).

Por otro lado, según Lucas et al. (1999a, 1999b), las condiciones locales (profundidad de la columna de agua, disponibilidad de luz y presión de pastoreo) afectan el balance local de la producción fitoplanctónica y su variabilidad espacial. Estos autores demostraron cómo distintas zonas de un estuario pueden actuar como fuentes o sumideros de biomasa de acuerdo con su tiempo de residencia, circulación y profundidad. Por ejemplo, la floración invernal de diatomeas en el EBB es un evento autóctono de la zona interna, favorecido por la disponibilidad de nutrientes y las bajas profundidades de esta zona, las cuales permiten una adecuada exposición de las células a la radiación solar (Popovich 1997, Popovich y Marcovecchio 2008, Guinder et al. 2009b, Guinder 2011). Aparentemente, en este sector del estuario, el tiempo de residencia relativamente alto (ca. 28 días) y el bajo aporte de los ríos en la cabecera, promueve un efecto sinérgico entre los procesos de producción y acumulación de biomasa, conduciendo a concentraciones celulares muy elevadas. De acuerdo con estos autores, la zona interna del EBB actúa como una fuente de carbono y sólo un pequeño porcentaje de esta biomasa alcanza la zona costera adyacente. El mismo comportamiento fue observado con los nutrientes disueltos, cuyas concentraciones muestran un gradiente decreciente desde la cabecera hacia la boca del estuario (Popovich y Marcovecchio 2008, Guinder 2011).

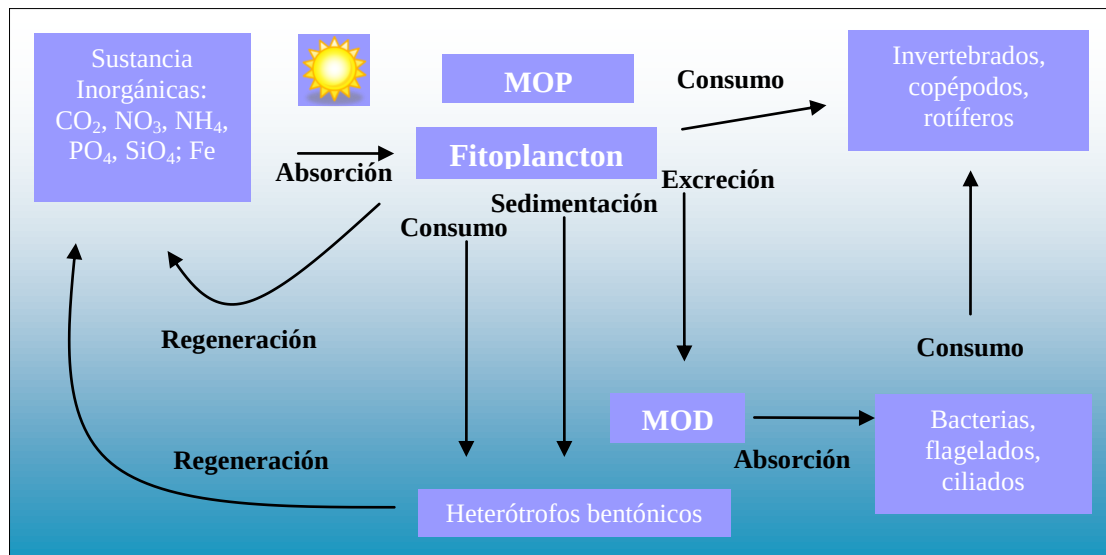


Fig. 2: Representación esquemática del rol del fitoplancton como agente de cambios biogeoquímicos en estuarios. El fitoplancton absorbe sustancias inorgánicas reactivas y las incorpora como materia orgánica particulada (MOP) y materia orgánica disuelta (MOD), las cuales sostienen la producción de heterótrofos pelágicos y bentónicos.

3.2 Factores que afectan la producción primaria en estuarios

La producción fitoplanctónica está estrechamente regulada por la disponibilidad de los recursos esenciales: luz y nutrientes (Sommer 1999). En general, los estuarios son sistemas ricos en nutrientes y turbios, por lo cual la disponibilidad de luz suele ser el principal factor regulador de la producción primaria (Cole y Cloern 1984, 1987, Mallin y Paerl 1992; Cabeçadas et al. 1999, Underwood y Kromkamp 1999, Kocum et al. 2002a y b; Calliari et al. 2005). Los nutrientes inorgánicos disueltos más importantes para el crecimiento fitoplanctónico son el nitrógeno (N), el fósforo (P) y el silicio (Si) (Kocum et al. 2002b). El P suele considerarse un nutriente limitante en sistemas acuáticos continentales y el N en ambientes marinos (Nixon 1995), mientras que en ambientes estuarinos, la limitación de N o P presenta una alta variabilidad espacio-temporal (Kocum et al. 2002a). De acuerdo con la fuente de origen, el fitoplancton puede producir biomasa a partir de la absorción de nutrientes inorgánicos “reciclados”, es decir provenientes de la descomposición de la materia orgánica, o de nutrientes inorgánicos “nuevos”, que son aquellos directamente suministrados al sistema por mezcla convectiva, aportes de aguas continentales y flujos atmosféricos (Sanders et al. 2005). En el primer caso se habla de “producción reciclada” y en el segundo caso de “producción nueva” (Dugdale y Goering 1967). Estos términos suelen relacionarse más específicamente con las distintas formas del N: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y amonio (NH_4^+). Así, la absorción de nitrato representa la producción “nueva” y la absorción de amonio la producción “reciclada” (Collos 1989, Kudela y Dugdale 2000, Sanders et al. 2005). En esta última, los procesos de predación y excreción juegan un rol muy importante ya que contribuyen directamente con el aporte de NH_4^+ . Por ejemplo, según Popovich et al. (2008b), existe una importante sincronización entre la floración invernal de diatomeas en el EBB y la dinámica del N, P y Si, sugiriendo un período de producción “nueva” al principio de la floración y otro de producción “reciclada” durante el desarrollo y final de la misma. El primer período estaría relacionado con eventos de precipitación en la región durante los meses previos a la floración, los cuales aportarían

nutrientes nuevos al sistema a través de los aportes de agua dulce. El sostenimiento de la producción reciclada podría deberse a un acople trófico entre las poblaciones de diatomeas y el microzooplancton, más específicamente los ciliados alorizados (Pettigrosso y Popovich 2009). Esta fracción del zooplancton se encuentra activa durante los meses invernales, a diferencia de las fracciones mayores (e.g. mesozooplancton), las cuales provocan una mayor presión de pastoreo en la primavera y el verano (Hoffmeyer 2004). De acuerdo con valores de velocidad de excreción calculados, la excreción de nitrógeno de los ciliados alorizados jugaría un rol importante en el sostenimiento de la productividad primaria en la zona interna del estuario (Pettigrosso y Popovich 2009). Por otro lado, según Guinder et al. (2009a y b), el material particulado en suspensión (MPS) es el principal atenuante de la radiación en el EBB y su concentración depende de la combinación de diversos factores tales como el efecto del viento, las precipitaciones, la profundidad de la zona de mezcla y el efecto de las mareas (Guinder 2011). De acuerdo con estos autores, la floración invernal de diatomeas estudiadas en años recientes presenta diferencias notables con las floraciones ocurridas en años históricos. Uno de los factores relacionados con estos cambios ha sido una mayor penetración de la luz en la columna de agua debido a una disminución de la concentración de MPS durante los meses invernales. Por ejemplo, en el año 2007, se observó una mayor transparencia de la columna de agua en invierno producto de cambios en la intensidad de los vientos y bajas precipitaciones (Guinder et al. 2009b), lo que eventualmente incrementó la profundidad de la zona eufótica y favoreció la ocurrencia de la floración de diatomeas. Bajo este contexto, sería importante evaluar si este aumento de disponibilidad de luz afectó la productividad primaria del período invernal y consecuentemente la productividad neta del sistema.

3.3 Nutrientes limitantes y relación de Redfield

Para un mejor entendimiento del efecto de los nutrientes en la producción primaria es necesario definir el concepto de “nutriente limitante”. En la primera parte del siglo XX, Redfield (1934) determinó que la composición elemental del fitoplancton (C : N : P) que vive en la superficie del océano es muy similar a la relación de los principales nutrientes (carbono, nitrato y fosfato) que se encuentran en el océano profundo. Sobre la base de estas observaciones, Redfield propuso que cuando los nutrientes no son limitantes presentan una relación de C:N:P de alrededor 106:16:1 (Redfield et al. 1963). En el caso de las diatomeas, que necesitan el silicio para la síntesis de sus paredes celulares, la relación de C:Si:N:P es de 106:16:16:1 (Brzezinski et al. 1998). Por ejemplo, la combinación de concentraciones de Si bajas y relaciones N:P altas favorecen el crecimiento de las algas verdes, mientras que condiciones con relaciones N:P y Si:P altas favorecen el crecimiento de las diatomeas (Roelke et al. 1999). Por otro lado, las microalgas bentónicas también mantienen la relación de Redfield (Baird y Middleton 2004), mientras que las macroalgas bentónicas presentan una relación de C:N:P de 550:30:1, llamada relación de Atkinson (Atkinson y Smith 1983). Estas relaciones se han confirmado en numerosos estudios, y la noción de una "relación de Redfield" que describe la estequiometría del fitoplancton y la del agua de mar sigue siendo un principio fundamental en la comprensión de la biogeoquímica marina e incluso de la evolución del fitoplancton.

Tradicionalmente, la determinación del nutriente más limitante ha sido testada a través del uso de las relaciones entre los nutrientes disueltos en estudios a campo según Redfield o a través de bioensayos experimentales, en donde uno a más nutrientes son incorporados a un volumen controlado de agua (Fong et al. 1993, Kudela y Dugdale 2000,

Kocum et al. 2002, Piehler et al. 2004). Generalmente se asume que relaciones molares de N:P disueltos <10 y de Si:N >1 indican limitación de N, mientras Si:N <1 y Si:P <3 indican limitación de Si para las diatomeas; y N:P $>20-30$ indican limitación de P (Dortch y Whitedge 1992, Soetaert et al. 2006). Sin embargo, para que estas relaciones indiquen una limitación real, la concentración absoluta de los nutrientes debe ser inferior a la concentración limitante. Por ejemplo, el P limita la producción de biomasa cuando su concentración es $<0,2 \mu\text{M}$ (Dortch y Whitedge 1992). Popovich (1997) y Popovich et al. (2008b) estudiaron la dinámica de los nutrientes disueltos y del fitoplancton durante la floración invernal de los años 1991-1993, y 2002 y encontraron que el P fue el nutriente potencialmente limitante de la producción invernal de diatomeas en la zona interna. En 2002, la relación N:P aumentó desde mediados de la floración hasta el final de la misma a valores >30 , mientras que las concentraciones de PO_4 disminuyeron por debajo del valor limitante de $0,2 \mu\text{M}$. Si bien el NO_3 alcanzó valores no detectables, el amonio fue siempre elevado, constituyendo un suministro alternativo de N para las células. Por otro lado, el Si nunca alcanzó valores limitantes inferiores a $35 \mu\text{M}$. La limitación de fosfato ha sido reportada en otros estuarios (Fisher et al. 1999, Flynn 2002) y su mayor efecto ha sido relacionado con la limitación de la producción de invierno y primavera (Conley 2000).

Desde hace tiempo se reconoce que existen condiciones bajo las cuales la estequiometría del fitoplancton diverge de la relación canónica de Redfield (Arrigo 2005). Parte de estas variaciones han sido explicadas a través de la optimización del modelo de Klausmeier et al. (2004), el cual se basa en los cambios relativos que sufre la “maquinaria” celular de acuerdo con las adaptaciones de las poblaciones fitoplanctónicas frente a la disponibilidad de los recursos. Este modelo predice que las especies adaptadas a un rápido crecimiento (en inglés: *bloomers*) se caracterizan por una relación N:P cercana a 8. En estas especies la optimización del crecimiento conduce a un incremento de compuestos relacionados con los procesos de división celular (por ejemplo, un aumento del ARN ribosomal, el cual presenta relaciones N:P bajas, debido a un mayor contenido de P). Cuando los recursos son escasos, existen poblaciones del fitoplancton que pueden sostener un crecimiento más bajo (en inglés: *survival*) a través de adaptaciones en la “maquinaria” captadora de recursos. Estas especies se caracterizan por relaciones N:P que varían entre 36 a 45 (por ejemplo, un aumento de las enzimas y los complejos proteínas-pigmentos, los cuales presentan relaciones N:P altas debido a un incremento en el contenido de N). La conclusión más importante de este modelo es que mientras la relación de Redfield es notablemente estable en el océano profundo, el fitoplancton puede tener grandes variaciones en la composición C:N:P, siendo sus estrategias vitales las principales moduladoras de esta relación. Este modelo predice que la relación N:P de 16 es más un promedio general que un requerimiento específico para el fitoplancton. A nivel de ambientes oceánicos, existen distintas evidencias de cambios en esta relación. Por ejemplo, la relación N:P del material particulado sedimentado en el Atlántico Norte ha aumentado en los últimos 50 años debido, posiblemente, al incremento de la disponibilidad de N proveniente de la deposición atmosférica de óxido nitroso producido antrópicamente (Arrigo 2005). En ambientes estuarinos, esta relación se ha visto también perturbada por procesos de eutroficación y cambios en las condiciones hidroclimáticas (Barbosa et al. 2010).

4. Eutroficación

La eutroficación de los ambientes acuáticos es el enriquecimiento con nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, el cual estimula la producción primaria y puede conducir

a la formación de floraciones tóxicas, espuma algal, incremento de la comunidad bentónica y aumento masivo de macrófitas (Vollenweider 1992). Los nutrientes pueden tener un origen antrópico (Nixon 1995) y/o provenir de procesos de remineralización de los sedimentos (Philippart et al. 2000, Coelho et al. 2004). Conley (2000) estimó que entre los años 1800 y 1960 la carga de P y N en diferentes estuarios aumentó de 18 a 180 veces y de 6 a 50 veces, respectivamente, en comparación con las condiciones prístinas de esos ambientes. Esta fertilización de N y P, ha estimulado el crecimiento vegetal (incluyendo fitoplancton, plantas vasculares y microfitobentos) en los ecosistemas costeros y provocado un desequilibrio entre la producción y consumición de la materia orgánica. Existen diferentes modelos conceptuales que describen el efecto de la eutroficación antrópica sobre el funcionamiento del ecosistema acuático, los cuales se discuten en el trabajo de Cloern (2001). El primer modelo (Fase 1) se basaba en el modelo de eutroficación en lagos (Vollenweider 1976) y consideraba que existía una relación directa entre el efecto de un nutriente y la respuesta del fitoplancton. Por ejemplo, un incremento de un nutriente provoca un incremento de la biomasa y producción fitoplanctónica y en consecuencia un aumento de la materia orgánica y una depleción de O₂ en los sedimentos del fondo. Sin embargo, estudios más contemporáneos han demostrado que los ciclos del N y P en los sistemas costeros y continentales difieren de acuerdo a la importancia relativa de estos nutrientes como recursos limitantes. Como hemos mencionado anteriormente, el P es generalmente considerado limitante en la producción de los ambientes continentales y el N en los marinos, sin embargo el panorama es más complejo en estuarios. Además, como los sistemas estuarinos son en general ambientes ricos en nutrientes, la eutroficación no suele estar acompañada por un aumento directo de la biomasa y/o la producción fitoplanctónica. El modelo contemporáneo (Fase 2 y Fase 3) contempla todos estos factores (**Fig. 3**) y además considera que existen varios estresores (e.g. cambio climático, acuicultura) que pueden estar fuertemente relacionados y actuar sinérgicamente con el proceso de eutroficación. También introduce el concepto que, frente a un incremento de nutrientes, los ecosistemas costeros pueden presentar respuestas directas (aumento de la clorofila y producción primaria, sedimentación de carbono orgánico, aumento en la incidencia y frecuencia de floraciones nocivas, etc.) y/o indirectas (disminución de la transparencia del agua, anoxia de los sedimentos del fondo, aumento de plantas vasculares). Por otro lado, considera que los atributos físicos (marea, transporte horizontal, propiedades ópticas, etc.) y biológicos (predación, interacción bento-pelágica, etc.) de cada ecosistema modifican o amortiguan esas respuestas a modo de filtro, lo cual conduce a grandes diferencias entre los distintos sistemas costero-estuarinos. Por último, el modelo contemporáneo resalta la importancia de los planes de manejo ambiental en la recuperación o remediación de las comunidades biológicas y el funcionamiento de los ecosistemas costeros que han sido dañados por enriquecimiento con nutrientes.

Una manera de evaluar el grado y las causas de la eutroficación y su impacto respecto a las condiciones prístinas del ambiente es determinando el balance de los nutrientes que entran y salen del sistema. Por ejemplo, De Vries et al. (1998) encontraron que el río es la principal fuente de eutroficación en la zona costera de Holanda, mientras que el National Research Council (2000) determinó que los vertidos municipales contribuyen con un 60% del N en el estrecho de Long Island. Otras herramientas usadas para medir la eutroficación (experimentación o determinación de índices de sensibilidad) son discutidas por Cloern (2001). En el caso particular del EBB, no se han realizado estudios específicos para evaluar el grado de eutroficación del sistema, sin embargo los valores históricos de los nutrientes disueltos indican niveles significativamente altos de N, P

y Si, aun durante condiciones prístinas del ambiente (Lara y Pucci 1983, Freije y Marcovecchio 2004).

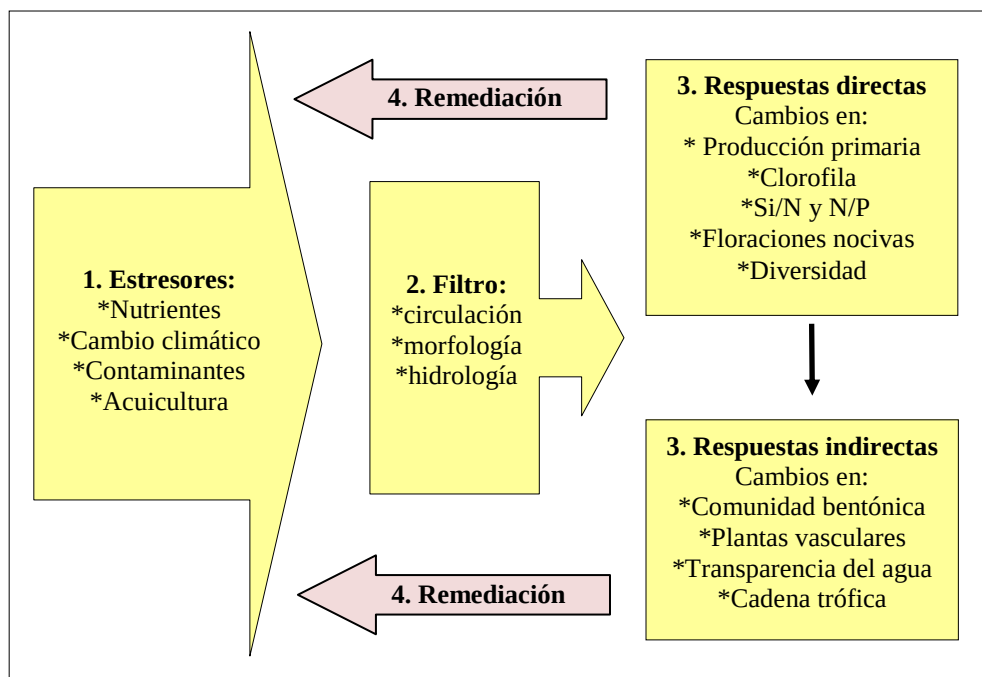


Fig. 3: Representación esquemática del modelo de eutrofización contemporáneo (Fase 2 y 3). (1) Conjunto de posibles estresores; (2) atributos del sistema (por ejemplo, circulación, tiempo de residencia, propiedades ópticas) que le permiten actuar como un amortiguador y modular esas respuestas; (3) respuestas directas e indirectas a cambios en la concentración de nutrientes y (4) posibilidad del ecosistema de recuperarse a través de planes de manejo ambiental que tienden a disminuir los efectos de los estresores.

5. Cambio climático

El cambio climático se manifiesta actualmente en el incremento de la temperatura y radiación global, cambios en la salinidad y disminución del pH de los océanos, cambios en la disponibilidad de nutrientes, corrientes oceánicas, vientos, precipitaciones y ocurrencia de eventos meteorológicos extremos (sequías, inundaciones) en diferentes regiones. La Tierra ha pasado cíclicamente por períodos relativamente fríos y relativamente cálidos a lo largo de su historia. En la actualidad, la Tierra está atravesando la etapa de calentamiento, cuya problemática reside en la alta tasa a la cual están aumentando las temperaturas globales. Hansen et al. (2006) mostraron que las temperaturas terrestres y oceánicas han aumentado aproximadamente 0,8 °C desde 1880 cuando se comenzaron a registrar las temperaturas a nivel mundial. Esto reveló que la temperatura global actual está a menos de 1 °C de la máxima registrada en los últimos millones de años. En las pasadas tres décadas la temperatura ha aumentado 0,6 °C, lo que significa que el calentamiento global en el presente se da a una tasa de 0,2 °C por década y esta tasa supera a otras en los últimos 22.000 años (Joos y Spahni 2008). La estrecha interacción mar-atmósfera está regulada por variables climáticas globales, regionales y locales, como son por ejemplo la presión atmosférica, la temperatura del aire, las precipitaciones, la radiación solar y el viento (Miller y Schneider 2000). A su vez estas variables inducen cambios en las propiedades del agua al provocar corrientes, turbulencia o estratificación vertical que afectan la disponibilidad de nutrientes y radiación en la columna de agua (Falkowski y Oliver 2007). Finalmente, estos cambios en las propiedades hidrológicas regulan el funcionamiento y estructura del

ecosistema pelágico (Hays et al. 2005, Parmesan y Yohe 2003, Parmesan 2006) (**Fig. 4**). En particular, los ambientes pelágicos costeros son altamente complejos debido a la frecuente interacción con la costa, las actividades antrópicas y el fondo (Cloern y Jassby 2008).

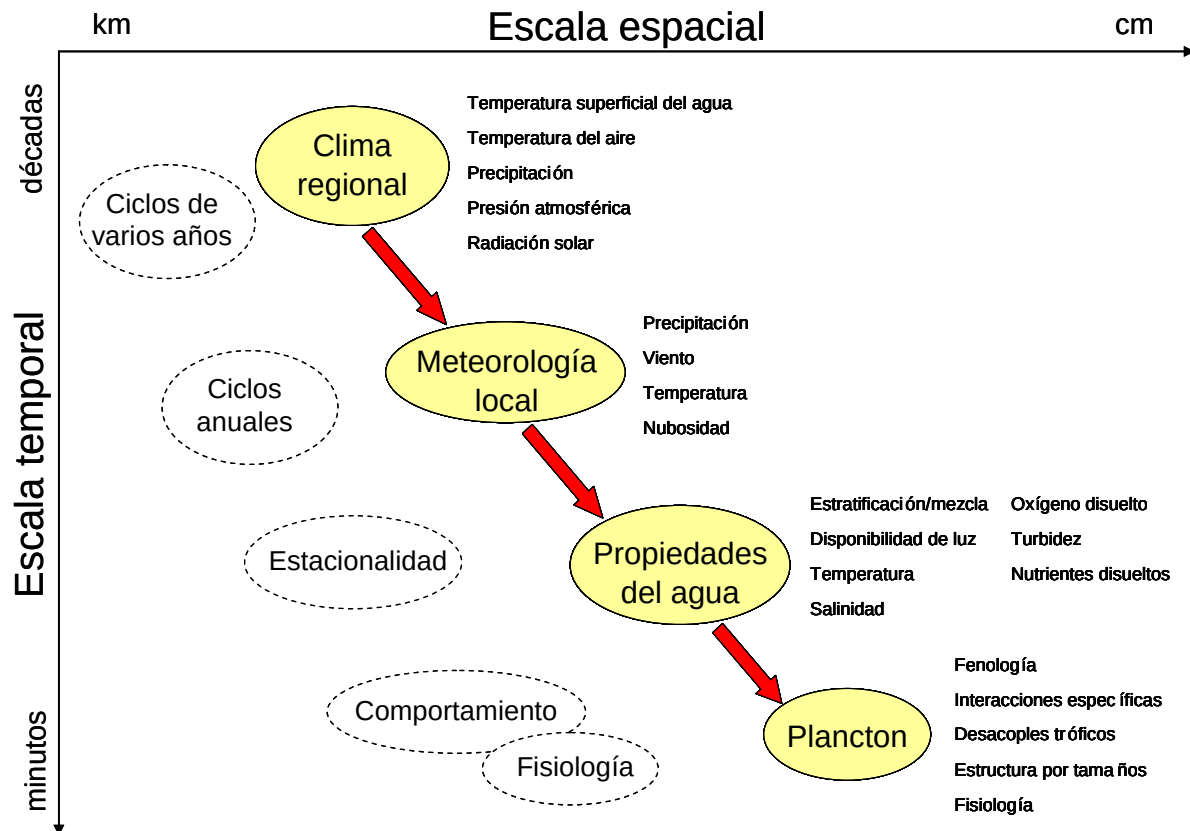


Figura 4: La relación mar-atmósfera es muy estrecha y su efecto tiene repercusiones a diferentes escalas espacio-temporales. Factores climáticos regionales y locales afectan las propiedades del agua que a su vez regulan la ecología del plancton. Los componentes del plancton presentan cambios en sus ciclos de vida como así también en el comportamiento y fisiología de las especies, inducidos por modificaciones hidroclimáticas.

Efectos del calentamiento global sobre el fitoplancton

La fenología es el estudio de los ciclos estacionales de las plantas y los animales y es un indicador clave para evaluar los efectos del cambio climático y los disturbios antropogénicos sobre la biota (Yang y Rudolf 2010). Los registros de cambios en la estructura, composición y fenología del fitoplancton en respuesta a modificaciones atmosféricas son cada vez mayores en las últimas décadas en distintos mares y océanos (e.g. Lehman 2000, Edwards et al. 2002, Wiltshire y Manly 2004, Carstensen et al. 2007, Cloern et al. 2007, Rüländ et al. 2008, Nixon et al. 2009, Guinder et al. 2010a,b, Guinder 2011). Los cambios más comúnmente observados son:

Caso 1: Adelantamiento de la floración primaveral en ambientes templados, generalmente acompañado de cambios en la duración y magnitud de la floración.

Caso 2: Reestructuración de la composición específica (reemplazo de las especies dominantes) como resultado de modificaciones de los nichos ecológicos y/o cambios en la presión de pastoreo que provocan nuevas interacciones específicas.

Caso 3: Cambios en la composición por tamaños de la comunidad hacia dominancia de células más pequeñas.

Caso 4: Aparición de distintos picos de biomasa o “*mini-blooms*” (*sensu* Smayda 1997) en diferentes épocas del año; por ejemplo en verano.

Caso 1: Cambios en la fenología de la floración y consecuencias tróficas

La respuesta del plancton a modificaciones en los factores mencionados en la figura 4 actúa como un mecanismo reestructurador que le permite a la comunidad y a la trama trófica modificar su dinámica para ajustarse a los cambios ambientales (Cloern 1996). Modificaciones climáticas pueden adelantar o retrasar los ciclos reproductivos y afectar así los distintos niveles de la cadena alimenticia (Edwards y Richardson 2004, Chassot et al. 2010, Yang y Rudolf 2010). Los organismos pueden utilizar distintas señales ambientales para coordinar sus ciclos de vida: por ejemplo el período reproductivo en plantas terrestres o la ocurrencia de floraciones de fitoplancton (Edwards y Richardson 2004, Chassot et al. 2010, Yang y Rudolf 2010) pueden iniciarse por cambios estacionales en el fotoperíodo, en la temperatura o en la disponibilidad de nutrientes (Walther et al. 2002, Parmesan y Yohe 2003, Hays et al. 2005). La hipótesis de desacople trófico de Cushing (1972) “*Match-mismatch hypothesis MMH*” enuncia que modificaciones en estas señales ambientales pueden resultar en situaciones donde el predador y la presa quedan temporal o espacialmente desfasados (**Fig. 5**). Esto deriva en la disminución de la energía transferida hacia los consumidores y en la reducción del éxito reproductivo de sus poblaciones (Durant et al. 2007).

Casos 2 y 3: Reestructuración de la composición específica y estructura por tamaños

En las últimas décadas, ha crecido la evidencia de cambios en la estructura de tamaños del plancton en todo el mundo en relación con el calentamiento global (Daufresne et al. 2009, Morán et al. 2009). La reducción en el tamaño medio de las comunidades por efecto de la temperatura ha sido detectada en el microzooplancton (Molinero et al. 2006), en los peces de arroyos (Daufresne y Boët 2007, Genner et al. 2010) e hipotetizado en copépodos marinos (Beaugrand et al. 2003). Otros estudios a campo (Marty et al. 2002, Gómez y Soussi 2007, Wiltshire et al. 2008, Winder et al. 2008) e investigaciones empíricas (Sommer y Lengfellner 2008) han reportado una disminución en el tamaño medio celular de las especies formadoras de las floraciones al aumentar la temperatura del agua. Según Winder et al. (2008), la dominancia

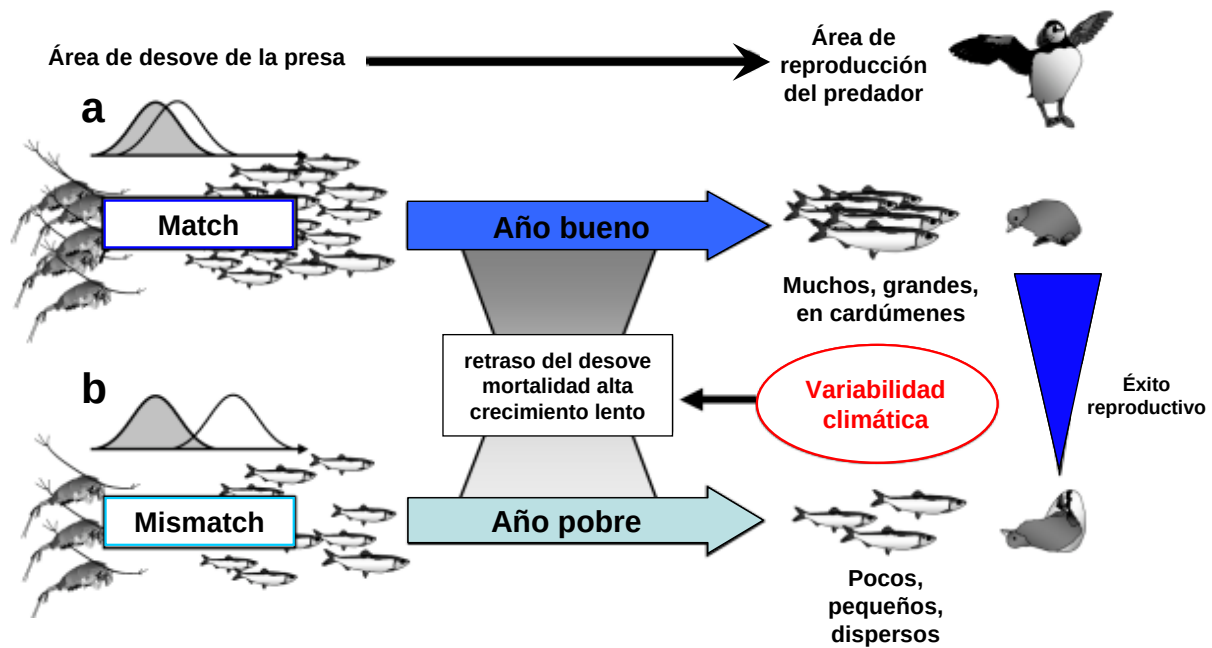


Figura 5: Acoplamiento (*match*) y desacople (*mismatch*) trófico regulado por la variabilidad climática. a) La sincronización de la producción planctónica (fito- y zooplancton) con el desove del arenque favorece el desarrollo de la población ictícola y la de sus consumidores. b) Una situación de desacople trófico a niveles inferiores de la cadena alimenticia (plancton-desove del arenque) perjudica a los predadores porque disponen de poco alimento.

de la diatomea *Cyclotella* sp. de pequeño tamaño en un lago de Estados Unidos, se vio favorecida por el incremento de la temperatura atmosférica en las últimas décadas que promovió la estratificación térmica en la columna de agua ocasionando la disminución de nutrientes en la zona eufótica. Bajo estas condiciones, las diatomeas pequeñas se ven favorecidas porque sedimentan más despacio que las grandes y son competidoras exitosas en la captación de luz y nutrientes por su alta relación superficie : volumen. Además, en un mismo ecosistema, diferentes mecanismos pueden alterar los nichos ecológicos de las especies y derivar en una reestructuración sustancial de la comunidad planctónica. Este es el caso de los cambios a largo plazo observados en la composición y abundancia del fitoplancton en la bahía del Norte de Windermere, Inglaterra (por ejemplo, el avance del pico primaveral de los géneros de diatomeas *Cyclotella* y *Asterionella*), los cuales fueron el resultado de cambios tanto climáticos mediados por fuerzas físicas como así también del enriquecimiento progresivo de nutrientes (Thackeray et al. 2008).

Caso 4: Aumento de las floraciones de verano en ambientes costeros

Los estuarios se encuentran entre los ecosistemas más dinámicos donde las condiciones hidrológicas varían marcadamente a diferentes escalas temporales y espaciales. Sin embargo, las floraciones primaverales de fitoplancton son ubicuas en sistemas templados costeros mientras que, en años recientes ha cobrado cada vez mayor importancia la ocurrencia y persistencia de floraciones en otras estaciones del año, mayormente en verano (Carstensen et al. 2004,2005,2007, Carpenter et al. 2009, Nixon et al. 2009). A pesar de que estos cambios han sido atribuidos tanto a modificaciones climáticas como a disturbios antropogénicos, las causas son aun tema de debate. Un claro ejemplo del complejo efecto de ambos factores ha sido observado en la Bahía de

Narragansett, en Estados Unidos (Nixon et al. 2009). La aparición de nuevas floraciones de diatomeas en verano y en otoño se relacionó con el calentamiento del agua, aumento de la nubosidad, cambio en el patrón de los vientos y la disminución del aporte de nutrientes y materia orgánica al sistema debido al tratamiento de las aguas residuales. La tendencia hacia un ambiente oligotrófico redujo la población de filtradores bentónicos (menor materia orgánica como alimento) y esto favoreció eventualmente el desarrollo masivo del fitoplancton. Por el contrario, en cinco estuarios someros y eutróficos de Dinamarca, el análisis de largas series de tiempo de fitoplancton reveló que el incremento de la frecuencia y magnitud de las floraciones de diatomeas en verano estuvieron relacionados con el enriquecimiento con nutrientes, principalmente nitrógeno (Carstensen et al. 2007). En el Mar de Kattegat, al norte de Europa (Carstensen et al. 2004), el incremento de las floraciones de verano en los últimos años se relacionó con altas salinidades y concentraciones de nutrientes, cambios en la velocidad del viento y temperaturas relativamente bajas, lo que sugirió la entrada de aguas profundas ricas en nutrientes y el subsiguiente “upwelling”. Las floraciones de fitoplancton estuvieron dominadas por especies grandes (*Ceratium* spp. y *Rhizosolenia* spp.) indicando una predación dependiente del tamaño. Finalmente, un caso particularmente interesante de floraciones de verano de alta magnitud y rápido desarrollo se registró en la Bahía de Hakata en Japón (Shikata et al. 2008), donde las floraciones fueron el resultado de la germinación de esporas de resistencia y el subsiguiente crecimiento intensivo de las células en la columna de agua. Las especies responsables fueron *Skeletonema costatum* (Bacillariophyceae o diatomeas) y *Heterosigma akashiwo* (Raphidophyceae), las cuales sólo germinaron en verano cuando las temperaturas del agua y la radiación solar superaron un umbral de $\geq 15\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $200\text{ }\mu\text{mol fotones m}^{-2}\text{s}^{-1}$, respectivamente; y la concentración de fósforo inorgánico disuelto fue superior a la mínima concentración requerida para mantener la supervivencia de las células vegetativas ($\geq 0,003\text{ }\mu\text{M}$). Estos ejemplos muestran claramente la gran complejidad de los factores extrínsecos e intrínsecos de la comunidad del fitoplancton que pueden inducir el desarrollo de floraciones en verano en ambientes templados costeros afectados por influencia antrópica y modificaciones climáticas.

Ejemplos de los casos 1-4 en el Estuario de Bahía Blanca

El análisis de la serie de tiempo del fitoplancton durante las últimas tres décadas (1978-2008) muestreado con frecuencia quincenal en la zona interna del EBB ha indicado cambios sustanciales en la composición, fenología y estructura de tamaños de la floración invernal de diatomeas (Guinder et al. 2010a,b,c, Guinder 2011). Los cambios observados en el patrón anual fueron: (1) disminución de las especies que clásicamente producían la floración invernal, principalmente de la especie clave en las floraciones históricas, *Thalassiosira curviseriata*, (2) ocurrencia y dominancia de otras especies como *Cyclotella* sp., (3) reemplazo de especies grandes por pequeñas y (4) ocurrencia de floraciones de verano dominadas por *Thalassiosira minima*, una diatomea de pequeño tamaño (5-15 μm). Los cambios en la fenología y composición del fitoplancton han sido principalmente atribuidos a cambios en el régimen climático a mediados de la década del 90' (tendencia hacia años más cálidos y secos), los cuales pueden haber producido variaciones importantes en los aspectos hidrológicos de la zona interna del estuario (mayores temperaturas y salinidades, cambios en la turbidez por efecto del viento) y eventualmente en los nichos ecológicos de las especies del fitoplancton (Guinder et al. 2009b, 2010).

La temperatura es un parámetro clave en la regulación de los procesos fisiológicos de los organismos (e.g. reacciones enzimáticas, respiración, tasa de pastoreo) y afecta la

tasa de crecimiento, el tamaño corporal y el tiempo generacional (Mauchline 1998). La salinidad también tiene implicaciones importantes en la fisiología del plancton, como por ejemplo en el éxito de eclosión de huevos del zooplancton (Berasategui et al. 2009), germinación de esporas de resistencia, tasas de crecimiento y desarrollo de las floraciones de fitoplancton en ambientes costeros (McQuoid 2005, Shikata et al. 2008, Gebühr et al. 2009). Como las especies del fitoplancton tienen distintos rangos de tolerancia a la variación en temperatura y salinidad (e.g. Popovich y Gayoso 1999, Cloern y Dufford 2005, McQuoid 2005), cambios en estos parámetros pueden inducir la reorganización de la comunidad. Estos cambios parecen favorecer el desarrollo de las especies oportunistas de rápido crecimiento, las cuales tienen la capacidad de explotar nichos abiertos y establecerse como especies dominantes en el sistema (Carstensen et al. 2007). Un ejemplo del incremento de la abundancia poblacional de una diatomea debido a modificaciones en su nicho ecológico es el caso de *Paralia sulcata* en Helgoland Roads en el Mar del Norte (Gebühr et al. 2009). El significativo aumento en la ocurrencia de esta especie parece estar relacionado con cambios en las condiciones de temperatura, radiación y nutrientes. Estas modificaciones provocaron un desplazamiento del nicho especializado de *Paralia sulcata* hacia un nicho generalizado. En el EBB, cambios en la temperatura y salinidad del agua parecen haber afectado el nicho ecológico de las especies, favoreciendo el crecimiento de *Cyclotella* sp., *Chaetoceros* sp. 1 y *Thalassiosira minima*, todas diatomeas de reducido tamaño (Guinder et al. 2010a). Sin embargo, un análisis experimental de las interacciones especie-específicas debería ser considerado en estudios futuros para evaluar esta hipótesis.

Otro factor que ha sufrido modificaciones en la zona interna del estuario, es la turbidez del agua y consecuentemente la disponibilidad de radiación en la columna de agua. Estudios experimentales con *Thalassiosira curviseriata*, la especie dominante de las floraciones invernales en tiempos pasados, mostraron que esta especie puede crecer a relativamente bajas intensidades de radiación ($<80 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$); las cuales fueron compatibles con las intensidades observadas en la zona interna del estuario durante esos períodos de floración (Popovich 1997, Popovich y Gayoso 1999). Además, esta especie presenta un comportamiento euritérmico y eurihalino, lo que permitió entender su éxito competitivo bajo condiciones de turbidez y bajas temperaturas. En 2007, la floración invernal del fitoplancton, dominada por otras especies *Chaetoceros* sp. 1 y *Cyclotella* sp., ocurrió cuando la transparencia del agua se incrementó debido a una disminución del material particulado en suspensión, como consecuencia de un cambio significativo en la dirección del viento y la disminución de la precipitación en ese período (Guinder et al. 2009b). En forma similar en la bahía de Narragansett (Estados Unidos), los cambios en el patrón anual del fitoplancton en los últimos 50 años (decrecimiento de la floración de invierno-primavera y ocurrencia de relativamente cortas floraciones en primavera, verano y otoño) se relacionaron con: el calentamiento del agua especialmente en invierno, la nubosidad y la significativa disminución en la intensidad de los vientos (Nixon et al. 2009).

Conjuntamente con los cambios hidrológicos y los potenciales cambios en los cocientes de los nutrientes, posibles modificaciones en las interacciones trofodinámicas pueden haber afectado también la estructura de la comunidad del fitoplancton en el EBB. El crecimiento de los consumidores y la presión de pastoreo están fuertemente influenciados por las condiciones térmicas. En experimentos de mesocosmos, Aberle et al. (2007) observaron que el incremento de la temperatura invernal produjo un crecimiento acelerado y una alta acumulación de biomasa de ciliados, alterando la composición específica y creando una asincronía entre los componentes del plancton. En el EBB, estudios previos sobre los

grupos tróficos del plancton indicaron una alta correlación entre los grandes ciliados alorizados y las fracciones por tamaño del fitoplancton (Pettigrosso et al. 1997, Pettigrosso y Popovich 2009). Durante la floración invernal, se observaron largas cadenas de diatomeas dentro de los ciliados grandes, aunque aun no se ha cuantificado la magnitud de la predación de los ciliados sobre el fitoplancton. De la misma manera, hay escasa información sobre la presión del mesozooplancton. Esta fracción está dominada por el copépodo *Acartia tonsa* durante la mayor parte del año, el cual presenta picos en verano (enero-marzo) y muestra las mínimas abundancias durante la floración del fitoplancton (junio-agosto) (Hoffmeyer 2004). Por otro lado, el copépodo *Eurytemora americana* domina durante el invierno tardío y la primavera (Berasategui et al. 2009) y se alimenta casi exclusivamente de las diatomeas de la floración (Diodato y Hoffmeyer 2008). Estudios de la regulación ambiental de los copépodos claves en el estuario, *A. tonsa* y *E. americana*, revelaron un vínculo estrecho entre su dinámica poblacional (abundancia, fecundidad, éxito de eclosión de huevos) y la temperatura y salinidad del agua (Berasategui et al. 2009, Hoffmeyer et al. 2009). Además, se han documentado cambios en el patrón estacional de los ciliados (Pettigrosso y Barría de Cao 2007) y de los copépodos (Hoffmeyer 2004, Hoffmeyer et al. 2009) en años recientes en el estuario de Bahía Blanca. En estudios de mesocosmos, Sommer y Lengfellner (2008) encontraron mayor actividad de pastoreo en los mesocosmos más cálidos debido a una mayor demanda metabólica de los copépodos por el aumento de la temperatura. Los autores concluyeron que este fenómeno pudo ser la explicación de la menor acumulación de biomasa fitoplanctónica durante la floración primaveral y la dominancia de células de menor tamaño a mayores temperaturas. Esta postulación es consistente con el hecho de que los copépodos se alimentan preferentemente de algas con volúmenes celulares $> 500 - 1000 \mu\text{m}^3$ (Sommer y Stibor 2002, Sommer y Sommer 2006) lo que libera a las células pequeñas de la presión de pastoreo. En base a estas observaciones, se sugieren dos mecanismos indirectos para explicar los cambios potencialmente dependientes de la temperatura en la estructura del fitoplancton hacia especies de menor tamaño en el estuario de Bahía Blanca. Por un lado, la nueva dominancia de células pequeñas pudo haber afectado la eficiencia de captura de los copépodos, favoreciendo la ocurrencia de floraciones de estas especies. Por otro lado, cambios en la selectividad del alimento hacia la predación de células más grandes pudo haber potenciado eventualmente la dominancia de las pequeñas. Para detectar posibles situaciones de desacople trófico ("match-mismatch situations") o un control "top-down" de la estructura de la comunidad del fitoplancton son necesarios estudios más específicos y detallados de la dinámica del zooplancton.

6. Consideraciones finales

El fitoplancton interviene activamente en el ciclo de la materia orgánica en los océanos mediante los procesos de fotosíntesis, respiración y sedimentación. Esto le confiere un rol clave en el flujo de carbono hacia niveles tróficos superiores y es el nexo esencial en el acoplamiento bento-pelágico en los ambientes costeros someros. Las condiciones hidroclimáticas, la intervención antrópica y las interacciones tróficas modulan las características intrínsecas de la comunidad fitoplanctónica como son: la composición específica, la estructura por tamaños, las interacciones entre especies y la fisiología de las poblaciones. Esto a su vez, afecta la producción de biomasa. A diferencia de lo que ocurre en ambientes terrestres, donde los productores primarios presentan ciclos anuales recurrentes, predecibles, con floraciones en primavera reguladas principalmente por el fotoperíodo y la temperatura, en ambientes acuáticos el ciclo anual del fitoplancton pueden

ser muy variado e impredecible. En particular en ambientes estuarinos, la estrecha interacción costa-mar-atmósfera dificulta la interpretación de la variabilidad temporal y espacial del fitoplancton. Dentro de este complejo patrón, se puede observar que durante los eventos de floración el crecimiento fitoplanctónico conduce a un incremento significativo de la biomasa. En particular, las floraciones de diatomeas brindan la materia prima ideal para sustentar la cadena trófica pelágica e impulsar los mecanismos de remineralización. La floración invernal de diatomeas en el EBB le ha conferido al sistema una capacidad amortiguadora en su zona interna, al permitirle transformar elevadas concentraciones de nutrientes en materia orgánica, y consecuentemente impedir procesos de eutroficación en la zona costera adyacente. Desde hace aproximadamente una década, estamos siendo partícipes de cambios en la comunidad fitoplanctónica, seguramente debido a efectos sinérgicos entre modificaciones climáticas y perturbaciones antrópicas. El análisis de largas series temporales de datos indica que el ciclo anual del fitoplancton está pasando de un patrón unimodal, caracterizado por una floración en invierno-primavera, hacia un patrón bimodal, con floraciones en invierno y en verano. Esto seguramente producirá cambios en los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes, en la calidad del agua y en el funcionamiento trófico del sistema. Bajo este contexto, surge la necesidad de llevar a cabo estudios interdisciplinarios a largo plazo para evaluar las potenciales tendencias en las condiciones hidroclimáticas del ambiente como así también para detectar patrones y desviaciones en la fenología del fitoplancton. Sobre esta base, es posible evaluar el impacto de los desacoples tróficos pelágicos sobre el funcionamiento integrado del ecosistema.

REFERENCIAS

- Aberle N., Lengfellner K., Sommer U. 2007. Spring bloom succession, grazing impact and herbivore selectivity of ciliate communities in response to winter warming. *Oecol* 150: 668-681.
- Arrigo K.R. 2005. Marine micro-organisms and global nutrient cycles. *Nature* 437: 349-355.
- Atkinson M.J., Smith S.V. 1983. C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnol. Oceanogr.* 28: 568-574.
- Baird M.E., Middleton J.H. 2004. On relating physical limits to the carbon: nitrogen ratio of unicellular algae and benthic plants. *J. Mar. Syst.* 49: 169-175.
- Barbosa A.B., Domingues R.B., Galvao H.M. 2010. Environmental forcing of phytoplankton in a semi-arid estuary (Gadiana estuary, south-western Iberia): a decadal study of climatic and anthropogenic influences. *Estuaries and Coasts* 33: 324-341.
- Berasategui A.A., Hoffmeyer M.S., Biancalana F., Fernandez Severini M., Menendez M.C. 2009. Temporal variation in abundance and fecundity of the invading copepod *Eurytemora americana* in Bahía Blanca Estuary during an unusual year. *Estuar Coast Shelf Sci* 85: 82-88.
- Bowler C., Karl D.M., Colwell R.R. 2009. Microbial oceanography in a sea of opportunity. *Nature* 459: 180-184.
- Boyce D.G., Lewis M.R., Worm B. 2010. Global phytoplankton decline over the past century. *Nature* 466: 591-596.
- Brzezinski M.A., Villareal T.A., Lipschultz F. 1998. Silica production and the contribution of diatoms to new and primary production in the central North Pacific. *Mar. Ecol. Progr. Series*, 167: 89-104.
- Burkill P.H., Archer S.D., Robinson C., Nightingale P.D., Groom S.B, Tarran G.A., Zubkov, M.V. 2002. Dimethyl sulphide biogeochemistry within a coccolithophore bloom (DISCO): an overview. *Deep Sea Res II* 49: 2863-2885.
- Cabeçadas G., Nogueira M. Brogueira M.J. 1999. Nutrient dynamics and productivity in three european estuaries. *Mar. Poll. Bul.* 38: 1092-1096.
- Caffrey J.M., 2003. Production, respiration and net ecosystem metabolism in U. S. estuaries. *Env Monit Assess* 81: 207-219.
- Caffrey J.M. 2004. Factors controlling net ecosystem metabolism in U. S. Estuaries. *Estuaries* 27: 90-101.

- Calliari D., Gómez M., Gómez N. 2005. Biomass and composition of the phytoplankton in the Río de La Plata: large-scale distribution and relationship with environmental variables during a spring cruise. *Cont Shelf Res* 25: 197-210.
- Carpenter S.R., Brock W.A., Cole J.J., Pace M.L. 2009 Leading indicators of phytoplankton transitions caused by resource competition. *Theor Ecol* 2: 139-148.
- Carstensen J., Conley D.J., Henriksen P. 2004 Frequency, composition, and causes of summer phytoplankton blooms in a shallow coastal ecosystem, the Kattegat. *Limnol Oceanogr* 49:190-201.
- Carstensen J., Frohn L.M., Hasager C.B., Gustafsson B.G. 2005. Summer algal blooms in a coastal ecosystem: the role of atmospheric deposition versus entrainment fluxes. *Estuar Coast Shelf Sci* 62: 595-608.
- Carstensen J., Henriksen P., Heiskanen A.S. 2007. Summer algal blooms in shallow estuaries: definition, mechanisms, and link to eutrophication. *Limnol Oceanogr* 52: 370-384.
- Chassot, E., Bonhommeau S., Dulvy N.K., Mélin F., Watson R., Gascuel D., Le Pape O. 2010. Global marine primary production constrains fisheries catches. *Ecol Let* 13:495-505.
- Cloern J.E. 1996. Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: a review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. *Rev Geophys* 34: 127-168.
- Cloern J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar Ecol Progr Series* 210: 223-253.
- Cloern J.E., Dufford R. 2005. Phytoplankton community ecology: principles applied in San Francisco Bay. *Mar Ecol Progr Series* 285:11-28.
- Cloern J.E., Jassby A.D., Thomson J.K., Hieb K.A. 2007. A cold phase of the East Pacific triggers new phytoplankton blooms in San Francisco Bay. *PNAS* 104: 18561-18565.
- Cloern J.E., Jassby A.D. 2008. Complex seasonal patterns of primary producers at the land-sea interface. *Ecol Let* 11: 1294-1303.
- Cole B.E., Cloern J.E. 1984. Significance of biomass and light availability to phytoplankton productivity in San Francisco Bay. *Mar Ecol Progr Series* 17:15-24.
- Cole B.E., Cloern J.E. 1987. An empirical model for estimating phytoplankton productivity in estuaries. *Mar Ecol Progr Series* 36: 299-305.
- Coelho J.P., Flindt M.R., Jensen H.S., Lillebø A.I., Pardal M.A. 2004. Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: relation to eutrophication and annual P-fluxes. *Est Coast Shelf Sci* 61: 583-590.
- Collos Y. 1989. A linear model of external interactions during uptake of different forms of inorganic nitrogen by microalgae. *J Plankton Res* 11:521-533.
- Conley D.J. 2000. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiol* 410: 87-96.
- Conley D.J., Malone T.C. 1992. Annual cycle of dissolved silicate in Chesapeake Bay: implications for the production and fate of phytoplankton biomass. *Mar Ecol Progr Series* 81: 121-128.
- Cushing D.H. 1989. A difference in structure between ecosystems in strongly stratified waters and in those that are only weakly stratified. *J Plankton Res* 11: 1-13.
- Daufresne M., Bøet P. 2007. Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Glob Change Biol* 13: 2467-2478.
- Daufresne M., Lengfellner K., Sommer U. 2009. Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *PNAS* 106: 12788-12793.
- De Vries I., Duin R.N.M., Peeters J.C.H., Los F.J., Bokhorst M., Laane R.W.P.M. 1998. Patterns and trends in nutrients and phytoplankton in Dutch coastal waters: comparison of time series analysis, ecological model simulation and mesocosm experiments. *ICES J Mar Sci* 55:620-634.
- Diodato S.L., Hoffmeyer M.S. 2008. Contribution of planktonic and detritic fractions to the natural diet of mesozooplankton in Bahía Blanca Estuary. *Hydrobiol* 614: 83-90.
- Domingues R.B., Barbosa A., Galvao H. 2005. Nutrients, light and phytoplankton succession in a temperate estuary (the Guadiana, south-western Iberia). *Est Coast Shelf Sci* 64: 249-260.
- Dortch Q., Whittedge T.E., 1992. Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi river plume and nearby regions?. *Cont Shelf Res* 12: 1293-1309.
- Dugdale R.C., Goering, J.J. 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary production. *Limnol Oceanogr* 12:196-206.
- Durant J.M., Hjermann D.Ø., Ottersen G., Stenseth N.C. 2007. Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. *Clim Res* 33: 271-283.
- Edwards M., Beaugrand G., Reid P.C., Rowden A.A., Jones M.B. 2002. Ocean climate anomalies and the ecology of the North Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 239: 1-10.

- Edwards M., Richardson A. 2004. Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature* 430: 881-884.
- Eppley R.W., Peterson B.J. 1979. Particulate organic matter flux and planktonic new production in the deep ocean. *Nature* 282: 677-680.
- Falkowski P.G., Katz E., Knoll A.H., Quigg, A., Raven, J.A., Schofield O., Taylor F.J.R. 2004. The Evolution of Modern Eukaryotic Phytoplankton. *Science* 305: 354-360.
- Falkowski P.G., Oliver M.J. 2007. Mix and match: how climate selects phytoplankton. *Nature* 5: 813-819.
- Fisher T.R., Gustafson A.B., Sellner K., Lacouture R., Haas L.W., Wetzel R.L., Magnien R., Everitt D., Michaels B., Karrh R. 1999. Spatial and temporal variation of resource limitation in Chesapeake Bay. *Mar Biol* 133: 763-778.
- Flynn K.J. 2002. How critical is the critical N:P ratio?. *J Phycol* 38: 961-970.
- Fong P., Zedler J.B., Donohoe R.M. 1993. Nitrogen vs. phosphorus limitation of algal biomass in shallow coastal lagoons. *Limnol Oceanogr* 38: 906-923.
- Freije R.H., Gayoso A.M. 1988. Producción primaria del estuario de Bahía Blanca. *Inf.UNESCO, Ciencias del Mar, Uruguay* 47: 112-114.
- Freije R.H., Marcovecchio J.E. 2004. Oceanografía química. En: El Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca. Piccolo, Hoffmeyer (Eds.). Bahía Blanca, Argentina, pp. 69-78.
- Gasiunaite Z.R., Cardoso A.C., Heiskanen A.S., Henriksen P., Kauppila P., Olenina I., Pilkaityte R., Purina I., Razinkovas A., Sagert S., Schubert H., Wasmund N. 2005. Seasonality of coastal phytoplankton in the Baltic Sea: Influence of salinity and eutrophication. *Est Coast Shelf Sci* 65: 239-252.
- Gattuso J.P., Frankignoulle M., Wollast R. 1998. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Ann Rev Ecol and Systematics* 29: 405-434.
- Gattuso J.P., Gentili B., Duarte C.M., Kleypas J.A., Middelburg J.J., Antoine D. 2006. Light availability in the coastal ocean: impact on the distribution of benthic photosynthetic organisms and their contribution to primary production. *Biogeosciences* 3: 489-513.
- Gayoso A.M. 1981. Estudio de las diatomeas del estuario de Bahía Blanca. *Tesis Doctoral. U.N. de La Plata, Argentina*, pp. 100.
- Gayoso A.M. 1988. Seasonal variations of the phytoplankton from the most inner part of Bahía Blanca Estuary (Buenos Aires Province, Argentina). *Gayana Botanica* 45: 241-247.
- Gayoso A.M. 1989. Species of the Diatom Genus *Thalassiosira* from the coastal Zone of the South Atlantic (Argentina). *Botanica Marina* 32: 331-337.
- Gayoso A.M. 1998. Long-term phytoplankton studies in the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *ICES Journal of Marine Science* 55: 655-660.
- Gayoso A.M. 1999. Seasonal succession patterns of phytoplankton in the Bahía Blanca Estuary (Argentina). *Botanica Marina* 42: 367-375.
- Gebühr C., Wiltshire K.H., Aberle N., van Beusekom J.E.E., Gerdtz G. 2009. Influence of temperature, light and salinity on the occurrence of *Paralia sulcata* at Helgoland Roads, North Sea. *Aquatic Biology* 7: 185-197.
- Genner M.J., Sims D.W., Southward A.J., Budd G.C., Masterson P., Mchugh M., Rendle P., Southall E.J., Wearmouth V.J., Hawkins S.J. 2010. Body size-dependent responses of a marine fish assemblage to climate change and fishing over a century-long scale. *Glob Ch Biol* 16: 517-527.
- Gomez F., Souissi S. 2007. Unusual diatoms linked to climatic events in the northeastern English Channel. *J Sea Res* 58: 283-290.
- Glé C., Del Amo Y., Sautour B., Laborde P., Chardy P. 2008. Variability of nutrients and phytoplankton primary production in a shallow macrotidal coastal ecosystem (Arcachon Bay, France). *Est Coast Shelf Sci* 76: 642-656.
- Goosen N.K., Kromkamp J., Peene J., van Rijswijk P., van Breugel P. 1999. Bacterial and phytoplankton production in the maximum turbidity zone of three European estuaries: the Elbe, Westerschelde and Gironde. *J Marine Syst* 22: 51-171.
- Guinder V.A., Popovich C.A., Perillo G.M.E. 2009a. Short-term variability in the phytoplankton and physico-chemical variables in a high tidal regime, Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Brazilian J of Oceanogr* 57:249-258.
- Guinder V.A., Popovich C.A., Perillo G.M.E. 2009b. Particulate suspended matter concentrations in the Bahía Blanca Estuary, Argentina: Implication for the development of phytoplankton blooms. *Est Coast Shelf Sci* 85: 157-165.

- Guinder V.A., Popovich C.A., Molinero J.C., Perillo G.M.E. 2010a. Long-term changes in the composition, occurrence, timing and magnitude of phytoplankton blooms in the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Mar Biol* 157: 2703-2716.
- Guinder V.A., Popovich C.A., Molinero J.C., Perillo G.M.E. 2010b. Long-term variability in summer phytoplankton blooms as fingerprints of climate change in a temperate estuary in the southern hemisphere. Workshop: *Climate Change Impacts on Estuarine and Coastal Ecosystems: a Zooplankton Perspective*. Boulogne sur Mer, France.
- Guinder V.A., Popovich C.A., Molinero J.C., Perillo G.M.E. 2010c. *Thalassiosira minima* as ecological indicator of long term changes in summer blooms dynamics in Bahía Blanca estuary (Argentina). Life in warming waters AQUASHIFT. 4-7 Octubre. IFM-GEOMAR, Kiel, Germany.
- Guinder V.A. 2011. Dinámica del fitoplancton en el Estuario de Bahía Blanca y su relación con las variables ambientales en el marco del cambio climático global. *Tesis Doctoral, U. N. del Sur*, Bahía Blanca, Argentina. 154 pp.
- Hansen J., Sato M., Ruedy R., Lo K., Lea D.W., Medina-Elizade M. 2006. Global temperature change. *PNAS* 103: 14288-14293.
- Hays G.C., Richardson A.J.; Robinson C. 2005. Climate change and marine plankton. *Trends Ecol Evol* 20: 337-344.
- Hoffmeyer M.S. 2004. Decadal change in zooplankton seasonal succession in the Bahía Blanca Estuary, Argentina following introduction of two zooplankton species. *J Plankton Res* 26: 181-189.
- Hoffmeyer M.S., Berasategui A.A., Beigt D., Piccolo M.C. 2009. Environmental regulation of the estuarine copepods *Acartia tonsa* and *Eurytemora americana* during coexistence period. *J Mar Biol Assoc UK* 89: 355-361.
- Joos F., Spahni R. 2008. Rates of change in natural and anthropogenic radiative forcing over the past 20,000 years. *PNAS* 105: 1425-1430.
- Klausmeier C.A., Litchman E., Levin S.A. 2004. Phytoplankton growth and stoichiometry under multiple nutrient limitation. *Limnol Oceanogr* 49: 1463-1470.
- Kocum E., Nedwell D.B., Underwood G.J.C. 2002a. Regulation of phytoplankton primary production along a hypernutrified estuary. *Mar Ecol Progr Series* 231:13-22.
- Kocum E., Underwood G.J.C., Nedwell D.B. 2002b. Simultaneous measurement of phytoplanktonic primary production, nutrient and light availability along a turbid, eutrophic UK east coast estuary (the Colne Estuary). *Mar Ecol Progr Series* 231: 1-12.
- Kudela R.M., Dugdale R.C. 2000. Regulation of phytoplankton new production as determined by enclosure experiments with nutrient additions in Monterey Bay, California. *Deep-Sea Res II* 47: 1023-1053.
- Lara R.J., Pucci A.E. 1983. Distribución espacio-temporal de nutrientes en la Bahía Blanca. *Acta Oceanográfica Argentina*, 3: 113 – 134.
- Legendre L. 1990. The significance of microalgae blooms for fisheries and for the export of particulate organic carbon in oceans. *J Plankton Res* 12: 681-699.
- Lehman P.W. 2000. The influence of climate on phytoplankton community biomass in San Francisco Bay Estuary. *Limnol Oceanogr* 45: 580-590.
- Lopes C.B., Lillebø A.I., Dias J.M., Pereira E., Vale C., Duarte A.C. 2006. Nutrient dynamics and seasonal succession of phytoplankton assemblages in a Southern European Estuary: Ria de Aveiro, Portugal. *Est Coast Shelf Sci* 71: 480-490.
- Lucas L.V., Koseff J.R., Monismith S.G., Cloern J.E., Thompson J. K.. 1999a. Processes governing phytoplankton blooms in estuaries. I: The local production-loss balance. *Mar Ecol Progr Series* 187: 1-15.
- Lucas L.V., Koseff J.R., Monismith S.G., Cloern J.E., Thompson J. K.. 1999b. Processes governing phytoplankton blooms in estuaries. II: The role of horizontal transport. *Mar Ecol Prog Ser* 187: 17-30.
- Margalef R. 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta* 1: 493-509.
- Marty J.C., Chiavérini J., Pizay M.D., Avril B. 2002. Seasonal and interannual dynamics of nutrients and phytoplankton pigments in the western Mediterranean Sea at the DYFAMED time-series station (1991-1999). *Deep-Sea Res II* 49: 1965-1985.
- Mateus M., Baretta J., Neves R. 2008. The Continuous Challenge of Managing Estuarine Ecosystems. *En: Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America*. Neves, Baretta, Mateus (Eds.). IST Press, Lisboa, Portugal, pp. 15-28.
- Mauchline J. 1998. The Biology of Calanoid Copepods. Academic Press, San Diego.

- McQuoid M. 2005. Influence of salinity on seasonal germination of resting stages and composition of microplankton on the Swedish west coast. *Mar Ecol Prog Ser* 289: 151-163.
- Milliman J. 1993. Production and accumulation of calcium carbonate in the ocean-budget of a non-steady state. *Global Biogeochemical Cycles* 7: 927-957.
- Molinero J.C., Ibanez F., Nival P., Buecher E., Souissi S. 2005. North Atlantic climate and northwestern Mediterranean plankton variability. *Limnol Oceanogr* 50: 1213-1220.
- Molinero J.C., Anneville O., Souissi S., Balvay G., Gerdeaux, D. 2006. Anthropogenic and climate forcing on the long-term changes of planktonic rotifers in Lake Geneva, Europe. *J Plankton Res* 28: 287-296.
- Morán X.A.G., López-Urrutia Á., Calvo-Díaz A., Li W.K.W. 2009. Increasing importance of small phytoplankton in a warmer ocean. *Global Change Biol* 16: 1137-1144.
- National Research Council, 2000. Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution. National Academy Press, Washington, DC.
- Nellemann C., Corcoran E., Duarte C.M., Valdés L., De Young C., Fonseca L., Grimsditch G. (Eds), 2009. Carbono Azul. Evaluación de una respuesta rápida. PNUMA GRID-Arendal (www.grida.no)
- Nixon S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41:199-219.
- Nixon S.W., Fulweiler R.W., Buckley B.A., Granger S.L., Nowicki B. L., Henry K.M. 2009. The impact of changing climate on phenology, productivity and benthic-pelagic coupling in Narragansett Bay. *Est Coast Shelf Sci* 82: 1-18.
- Not F., Latasa M., Marie D., Cariou T., Vaulot D., Simon N.A. 2004. Single species, *Micromonas pusilla* (Prasinophyceae), dominates the eukaryotic picoplankton in the Western English Channel. *Appl Env Microbiol* 70: 4064-4072.
- Parmesan C., Yohe G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37-42.
- Parmesan C. 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Ann Rev Ecol Evol S* 37: 637-669.
- Parsons T.R., Takahashi M. (Eds) 1973. Biological cycles. *En: Biological Oceanographic Processes*. Pergamon Press, Oxford, Inglaterra. pp. 135-144.
- Pennock J.R. 1985. Chlorophyll distribution in the Delaware Estuary: regulation by light-limitation. *Est Coast Shelf Sci* 21:711-725.
- Pennock J.R., Sharp J.H. 1986. Phytoplankton production in the Delaware Estuary: temporal and spatial variability. *Mar Ecol Progr Ser* 34: 143-155.
- Pettigrosso R.E., Barría de Cao M.S., Popovich C.A. 1997. Planktonic ciliates during a diatom bloom in Bahía Blanca estuary, Argentina. I. Aloricate ciliates *Oebalia* 23: 3-19.
- Pettigrosso R.E., Barría de Cao M.S. 2007. Ciliados planctónicos. *En: El ecosistema del estuario de Bahía Blanca*. Piccolo, Hoffmeyer (Eds). Bahía Blanca, Argentina, pp 121-131.
- Pettigrosso R.E., Popovich C.A. 2009. Phytoplankton-aloricate ciliate community in the Bahía Blanca Estuary (Argentina): seasonal patterns and trophic groups. *Braz J of Oceanogr* 57: 215-227.
- Philippart C.J.M., Cadée G.C., van Raaphorst W., Riegman R. 2000. Long-term phytoplankton-nutrient interactions in a shallow coastal sea: algal community structure, nutrient budgets, and denitrification potential. *Limnol Oceanogr* 45: 131-144.
- Philippart C.J.M., van Iperen J.M., Cadée G.C., Zuur A.F. 2010. Long-term field observations on seasonality in chlorophyll-a concentrations in a shallow coastal marine ecosystem, the Wadden Sea. *Est and Coasts* 33:286-294.
- Piehl M. F., Twomey L.J., Hall N.S., Paerl H.W. 2004. Impacts of inorganic nutrient enrichment on phytoplankton community structure and function in Pamlico Sound, NC, USA. *Est Coast Shelf Sci* 61: 197-209.
- Popovich C.A. 1997. Autoecología de *Thalassiosira curviseriata* Takano (Bacillariophyceae) y su importancia en el entendimiento de la floración anual de diatomeas en el Estuario de Bahía Blanca (Pcia. Bs. As., Argentina). *Tesis Doctoral, U. N. del Sur*, Bahía Blanca, Argentina. 228 pp..
- Popovich C.A., Gayoso A.M., 1999. Effect of irradiance and temperature on the growth rate of *Thalassiosira curviseriata* Takano (Bacillariophyceae), a bloom diatom in Bahía Blanca estuary (Argentina). *J Plankton Res* 21: 1101-1110.
- Popovich C.A. 2004. Fitoplancton. *En: El ecosistema del estuario de Bahía Blanca*. Piccolo, Hoffmeyer (Eds.). Bahía Blanca, Argentina, pp. 91-100.
- Popovich C.A., Asteasuain R., Spetter C, Marcovecchio J., Freije H., 2007. Long-term phytoplankton and environmental variables in the Bahía Blanca Estuary, Argentina. Chapman Conference on

- Long Time-Series Observations in Coastal Ecosystems: Comparative Analyses of Phytoplankton Dynamics on Regional to Global Scales, Abstract: p. 33. Rovinj, Croatia.
- Popovich C.A., Marcovecchio J.E. 2008. Spatial and temporal variability of phytoplankton and environmental factors in a temperate estuary of South America (Atlantic coast, Argentina). *Cont Shelf Res* 28: 236-244.
- Popovich C.A., Guinder V.A., Pettigrosso R. 2008a. Composition and dynamics of phytoplankton and aloricate ciliate communities in the Bahía Blanca Estuary. *En: Perspectives on integrated coastal zone management in South America*. Neves, Baretta, Mateus (Eds), IST Press. Sc. Publishers, Lisboa, Portugal, pp. 257-272.
- Popovich C.A., Spetter C.V., Marcovecchio J.E., Freije R.H. 2008b. Dissolved nutrient availability during winter diatom bloom in a turbid and shallow estuary (Bahía Blanca, Argentina). *J Coast Res* 24: 95-102.
- Popovich C.A., Damiani C., Constenla D., Leonardi P.I. 2011. Lipid quality of *Skeletonema costatum* and *Navicula gregaria* from South Atlantic Coast (Argentina): evaluation of its suitability as biodiesel feedstock. *J Applied Phycol* DOI 10.1007/s10811-010-9639-y.
- Rabouille C., MacKenzie F.T., Ver L.M. 2001. Influence of the human perturbation on carbon, nitrogen, and oxygen biogeochemical cycles in the global coastal ocean. *Geoch Cosmoch Acta* 65: 3615-3641.
- Redfield A.C. 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. *En, James Johnstone Memorial*. Daniel, R.J. (Ed.). University Press of Liverpool, Liverpool, pp. 176-192.
- Redfield A.C., Ketchum B.H., Richards F.A. 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. *En: The Sea*. Hill, M. N.(Ed). Interscience 2: 26-77.
- Roelke D.L., Eldridge P.M., Cifuentes L.A. 1999. A model of phytoplankton competition for limiting and nonlimiting nutrients: implications for development of estuarine and nearshore management scheme. *Estuaries* 22: 92-104.
- Rühland K., Paterson A.M., Smol J.P. 2008. Hemispheric-scale patterns of climate-related shifts in planktonic diatoms from North American and European lakes. *Glob Ch Biol* 14: 2740-2754.
- Sanders R, Brown L., Henson S., Lucas M. .2005. New production in the Irminger Basin during 2002. *J Mar Syst* 55: 291– 310.
- Shikata T., Nagasoe S., Matsubara T., et al. 2008. Factors influencing the initiation of blooms of the raphidophyte *Heterosigma akashiwo* and the diatom *Skeletonema costatum* in a port in Japan *Limnol Oceanogr* 53: 2503-2518.
- Simon N., Cras A.L., Foulon E., Lemee R. 2009. Diversity and evolution of marine phytoplankton. *Comptes Rendus Biologie* 332: 159-170.
- Smayda T.J. 1980. Phytoplankton species succession. *En: The Physiological Ecology of Phytoplankton*. Morris (Ed.) Studies in Ecology, vol. 7. Blackwell, Oxford, pp. 493-570.
- Smayda T.J. 1997. Bloom dynamics: physiology, behavior, tropic effects. *Limnol Oceanogr* 42:1132-1136.
- Smayda T.J. 1998. Patterns of variability characterizing marine phytoplankton, with examples from Narragansett Bay. *ICES J Mar Sci* 55: 562-573.
- Smith S.V., Hollibaugh J.T. 1997. Annual cycle and interannual variability of ecosystem metabolism in a temperate climate embayment. *Ecol Monogr* , 67: 509–533.
- Soetaert K., Middelburg J.J., Heip C. 2006. Long-term change in dissolved inorganic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands). *Limnol Oceanogr* 51 : 409–423.
- Sommer U. 1999. Competition and coexistence. *Nature* 402: 366-367.
- Sommer U., Stibor H. 2002. Copepoda Tunicata: the role of three major mesozooplankton groups in pelagic food webs. *Ecol Res* 17: 161-174.
- Sommer U., Sommer F. 2006. Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. *Oecologia* 147: 183-194.
- Sommer U., Lengfellner K. 2008. Climate change and the timing, magnitude, and composition of the phytoplankton spring bloom. *Glob Change Biol* 14: 1199-1208.
- Sournia A. 1986. Atlas du phytoplancton Marin, Vol1: Introduction, Cyanophycées, Dictyochophycées, Dinophycées et Raphidophycées, Paris, 219 pp.
- Sverdrup H.U. 1953. On conditions for the vernal blooming of phytoplankton. *J Cons Int Exp. Mer* 18: 287-295.
- Telesh I.V. 2004. Plankton of the Baltic estuarine ecosystems with emphasis on Neva Estuary: a review of present knowledge and research perspectives. *Mar Poll Bull* 49: 206–219.

- Tett P. 1987. The ecophysiology of exceptional blooms. *V Reun Cons. Int. Expl Mer* 187: 47-60.
- Thackeray S.J., Jones I.D., Maberly S.C. 2008. Long-term change in the phenology of spring phytoplankton: species-specific responses to nutrient enrichment and climatic change. *J of Ecology* 96: 523-535.
- Townsend D.W., Thomas M. 2002. Spring time nutrient and phytoplankton dynamics on Georges Bank. *Mar Ecol Progr Ser* 228: 57-74.
- Turner J.T. 2002. Zooplankton fecal pellets, marine snow and sinking phytoplankton blooms. *Aquatic Microbial Ecology* 27: 57-102.
- Underwood G.J.C., Kromkamp J. 1999. Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. *Adv Ecol Res* 29: 93-153.
- Ver L.M.B., Mackenzie F.T., Lerman L. 1999. Carbon cycle in the coastal zone: effects of global perturbations and change in the past three centuries. *Cheml Geol* 159: 283-304.
- Vollenweider R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels of phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* 33: 53-83.
- Vollenweider R.A. 1992. Coastal marine eutrophication: principles and control. *Sci Tot Env suppl*: 1-19.
- Walther G.R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T.J.C., Fromentin J.M., Hoegh-Guldberg O., Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate Change. *Nature* 416: 389-395.
- Wichard T., Serge A., Poulet S.A., Boulesteix A.L., Ledoux J.B., Lebreton B., Marchetti, J., Pohnert G. 2008. Influence of diatoms on copepod reproduction. II. Uncorrelated effects of diatom-derived $\alpha,\beta,\gamma,\delta$ -unsaturated aldehydes and polyunsaturated fatty acids on *Calanus helgolandicus* in the field. *Progress in Oceanography* 77: 30-44.
- Wiltshire K.H., Manly B.F.J. 2004. The warming trend at Helgoland Roads, North Sea: phytoplankton response. *Helgol Mar Res* 58: 269-273
- Wiltshire K.H., Malzahn A.M., Wirtz K., Greve W., Janisch S., Mangelsdorf P., Manly B.F.J., Boersma M. 2008. Resilience of North Sea phytoplankton spring bloom dynamics: An analysis o long-term data at Helgoland Roads. *Limnol Oceanogr* 53: 1294-1302
- Winder M., Shlindler D.E. 2004. Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem. *Ecology* 85: 2100-2106
- Winder M., Reuter J.E., Schladow S.G. 2008. Lake warming favours small-sized planktonic diatom species. *Proc R Soc B* 276: 427-43
- Winder M., Cloern J.E. 2010. The annual cycles of phytoplankton biomass. *Phil Trans R Soc B* 365: 3215-3226.
- Yang L.H., Rudolf V.H.W. 2010. Phenology, ontogeny and the effects of climate change on the timing of species interactions. *Ecol Lett* 13: 1-10.
- Zehr J., Bench S.R., Mondragon E.A., McCarren J., De-Long E.F. 2007. Low genomic diversity in tropical oceanic N₂-fixing cyanobacteria. *Proc Nat Acad Sci* 104: 17807-17812.

Capítulo 8.b

CICLO DE MATERIA ORGÁNICA: PRODUCCIÓN PRIMARIA PRODUCCIÓN EN MARISMAS

Vanesa L. Negrin, Gabriela González Trilla, Sandra E. Botté, Carla Mazzon

1. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS MARISMAS

Las marismas son sistemas inundados frecuente o continuamente y están caracterizados por la presencia de vegetación herbácea emergente adaptada a condiciones saturadas del suelo. Las marismas pueden ser de agua dulce o de agua salada. Las marismas saladas (internacionalmente conocidas como “salt marshes”) se encuentran bordeando cuerpos de agua salada en regiones costeras de circulación restringida, con una vegetación típicamente halofítica desarrollada por lo general sobre sedimentos aluviales (Mitsch y Gosselink, 2007). Generalmente se extienden en la zona intermareal con pendientes suaves y protegidas de la acción de las olas. Por ello suelen desarrollarse principalmente asociadas a estuarios (Allen, 2009).

La inundación periódica y predecible producida por las mareas es uno de los principales factores que condicionan el desarrollo de este tipo de ecosistema, actuando de forma antagónica. Por un lado, producen estrés debido a que causan sumersión, salinizan los suelos y promueven la anaerobiosis y, por el otro, proveen nutrientes y remueven el exceso de sales. La energía provista por las mareas ejerce su influencia en los procesos fisiográficos, químicos y biológicos que tienen lugar en las marismas (Hughes, 1975; Mitsch y Gosselink, 2007). Las mareas determinan en gran medida las tasas de depositación y pérdida de sedimentos, los flujos de entrada y salida de compuestos inorgánicos y orgánicos, incluyendo toxinas y contaminantes, y regulan el potencial redox y el pH de los sedimentos (e.g., Botté et al., 2008; Marcovecchio et al., 2009; Negrin et al., 2011). Por otro lado, las marismas cumplen un rol destacado en la biogeoquímica de los elementos en los estuarios debido a que en ellas se produce la transformación de nutrientes de su forma inorgánica a orgánica a través de la producción de biomasa por la vegetación vascular (Tobias y Neubauer, 2009).

Especialmente, las marismas se destacan por su papel en el ciclo del carbono dado que la mayor parte del carbono del sistema proviene de la fijación del CO₂ atmosférico por las plantas vasculares a través de la fotosíntesis; es decir, que es de origen autóctono (Tobias y Neubauer, 2009). La materia orgánica producida puede ser exportada a las aguas del estuario o ser retenida y reducida a formas más simples (mineralización) *in situ* (Gebrehiwet et al., 2008). La degradación comienza sobre la superficie del sedimento por la acción de hongos y bacterias aeróbicas y luego continúa en la columna de sedimento a través de distintos mecanismos de reducción (Mitsch y Gosselink, 2007; Tobias y Neubauer, 2009).

La inundación de las marismas por la marea produce una disminución en la concentración de oxígeno del suelo debido a que la difusión de este gas en el agua es 1000 veces más lenta que en el aire y, por lo tanto, los suelos se vuelven anóxicos (Mitsch y Gosselink, 2007). Sin embargo, una pequeña capa de suelo oxigenado permanece en la superficie del sedimento; ésta, a pesar de ser delgada, es muy importante ya que el oxígeno es el aceptor de electrones energéticamente más conveniente en la oxidación de la materia orgánica. Pero en ausencia de este elemento el proceso utiliza otros aceptores (nitrato, manganeso, hierro férrico, sulfato y carbono), de acuerdo a sus valores de energía libre (Sundby, 2006). Así, el grado de inundación que sufre el sedimento es un factor determinante en el mecanismo, y por consiguiente también en la tasa, de mineralización de la materia orgánica.

Como ya se ha mencionada en otros capítulos, una de las características más conspicuas de las marismas es la zonación de la vegetación (Adam, 1993; Penning y Bertness, 2001; Pratolongo et al., 2009). La zona superior o alta es inundada irregularmente y

su límite superior está condicionado al alcance de la inundación producida por las mareas altas extremas. Por consiguiente, los periodos de exposición son mayores, aumentando así la evapotranspiración y la concentración de sales, sumado esto a una mayor incidencia de disturbios físicos e interacciones biológicas que aumentan la diversidad de especies a medida que aumenta la elevación. La zona inferior o baja es inundada diariamente y su extensión está acotada a los límites de influencia del régimen de inundación de las mareas diarias (alta y baja). Al ser inundada más frecuentemente por el agua de mar, la marisma baja soporta un mayor grado de anegamiento y por lo tanto una menor oxigenación del suelo; la tolerancia a esta condición es lo que suele determinar cuáles especies podrán crecer en esa zona.

2. MARISMAS ARGENTINAS

Las tres especies principales que dominan la zona intermareal de nuestro país son *Spartina alterniflora*, *Spartina densiflora* y *Sarcocornia perennis*. *S. alterniflora* se encuentra en la zona intermareal, inundada por todas las mareas altas; en cambio, las otras dos especies se distribuyen en niveles superiores de la zona intermareal, con períodos de exposición más prolongados (Chapman, 1940; Adam, 1993; Isacch et al., 2006). La porción norte del país (provincia de Buenos Aires y norte de la costa patagónica, hasta aproximadamente la Península de Valdés) está caracterizada por marismas dominadas por *Spartina*, mientras que en las marismas del sur predomina la presencia de *Sarcocornia* (Cagnoni, 1999; Isacch et al., 2006; Bortolus et al., 2009).

En este capítulo hablaremos principalmente de la productividad de marismas argentinas, dada la poca información que existe de las mismas, y en general de las marismas sudamericanas. Sin embargo, primero describiremos brevemente las tres especies más importantes del país, ya que las características biológicas y ecológicas de cada una de ellas son determinantes importantes de su producción.

Spartina densiflora Brong (nombre vulgar: esparto o espartillo) (Poáceae) es una gramínea perenne con rizomas cortos y crecimiento clonal (Cabrera, 1970; Lamberto et al., 1997) (Fig. 1). Se encuentra bien establecida en sustratos que varían desde arcillosos y anóxicos (Cabrera y Zardini, 1978; Nicora y Rugolo de Agrasar, 1987) hasta bien drenados y oxigenados (Vicari et al., 2002). Además, esta especie se la encuentra en playas de cantos rodados como así también en costas de rocas duras y blandas (Bortolus, 2006).

Esta especie, al igual que todas las del género, lleva a cabo la fijación del carbono por la vía C_4 . Este mecanismo le brinda a las especies que la poseen la capacidad de hacer un uso más eficiente del agua. Por lo tanto, son frecuentes en climas cálidos, soleados y secos, pero pueden también hallarse en climas templados con alta irradiancia y salinidad (Fitter y Hay, 2002).

Nativa de Sudamérica (Mobberley, 1956; Cabrera, 1970; Bortolus, 2006), ha invadido marismas del suroeste de la península Ibérica (Nieva et al., 2002), noroeste de África (Fennane y Mathez, 1988), y suroeste de Norte América (Kittelson y Boyd, 1997). Ampliamente desarrollada en marismas costeras argentinas (Mobberley, 1956; Cagnoni y Faggi, 1993; Bortolus, 2006) esta especie también está presente en marismas riverinas con suelos salinos pero sin influencia marina actual (Vicari et al., 2002). Como ya se ha mencionado, esta especie suele estar restringida a zonas medias y altas y se la encuentra raramente en la zona intermareal baja, incluso cuando es la única especie presente (Clifford, 2002; Nieva et al., 2002; Bortolus, 2006).



Figura 1: Marisma de *Spartina densiflora* y detalle de la planta. El sitio corresponde a una marisma de la laguna costera de Mar Chiquita.

Spartina alterniflora Loisel (nombre vulgar: esparto o espartillo) (Poáceae) es una especie perenne y cespitosa con cañas robustas y erectas (Cabrera, 1970; Lamberto et al., 1997) (Fig. 2). Los stands de *S. alterniflora* están principalmente mantenidos por reproducción vegetativa (Metcalf et al., 1986), con ramets generalmente interconectados por rizomas alargados. Esta especie suele presentar dos fenotipos o formas: alta (variando entre 1 y 3 m) y baja (menor a 1 m) (Cronk y Fenessy, 2001). Bertness (1985), entre otros, también menciona un fenotipo de tamaño intermedio.

Nativa de la costa atlántica de América del Norte y América del Sur (Mobberley, 1956; Cabrera, 1970), ha sido introducida ampliamente para controlar la erosión. Como especie introducida se la encuentra en la costa del Pacífico de Estados Unidos, diversos países europeos (Gran Bretaña, Francia, Holanda), Asia y Oceanía (NBBII y IUCN/SSC, 2005). En muchos casos se ha vuelto invasora, ocasionando importantes cambios en los ecosistemas naturales (e.g., Callaway y Pennings, 1992; Wan et al., 2009).



Figura 2: Marisma de *Spartina alterniflora* y detalle de la planta. El sitio corresponde a una marisma del estuario de Bahía Blanca.

Sarcocornia perennis (Miller) A.J. Scott (nombre vulgar: jume) (Chenopodiaceae) es un subarbusto postrado-radicante y ramificado (Fig. 3). La parte superior del tallo es carnosa-articulada y erecto-ascendente. Las hojas están reducidas a escamas, son opuestas y soldadas entre sí por los bordes y al tallo. Puede alcanzar hasta 80 cm de alto formando matas más o menos circulares (Cabrera, 1970; Lamberto et al., 1997). En el estuario de Bahía Blanca, los manchones pueden alcanzar hasta 8 m de diámetro y se encuentran alternando con las cuevas de cangrejos. Como resultado de esta relación, las plantas interiores mueren y terminan formándose verdaderos anillos de “jume” rodeando numerosas cuevas de cangrejos (Perillo e Iribarne, 2003).

Es una especie perenne, característica que la separa de las especies del género *Salicornia* al cual pertenecía anteriormente. Originaria de las islas británicas, también se la encuentra en África, Norteamérica y Sudamérica. Aunque soporta la inundación, *S. perennis* crece mejor en suelos bien drenados, ya que es intolerante a sedimentos muy reducidos (Davy et al., 2006).



Figura 3: Marisma de *Sarcocornia perennis* y detalle de la planta. El sitio corresponde a una marisma del estuario de Bahía Blanca.

En este capítulo se propone revisar la información existente para dos marismas representativas de nuestro país que han sido recientemente con respecto a su producción primaria. Éstas son las desarrolladas en la laguna costera Mar Chiquita y en el estuario de Bahía Blanca (Fig. 4). Ambos sistemas han sido descriptos en capítulos previos, por lo que en esta instancia solo cabe recordar que en Mar Chiquita predomina el desarrollo de *S. densiflora*, mientras que en Bahía Blanca las especies más abundantes son *S. alterniflora* y *S. perennis* (Isacch et al., 2006; Cointre et al., 2008).

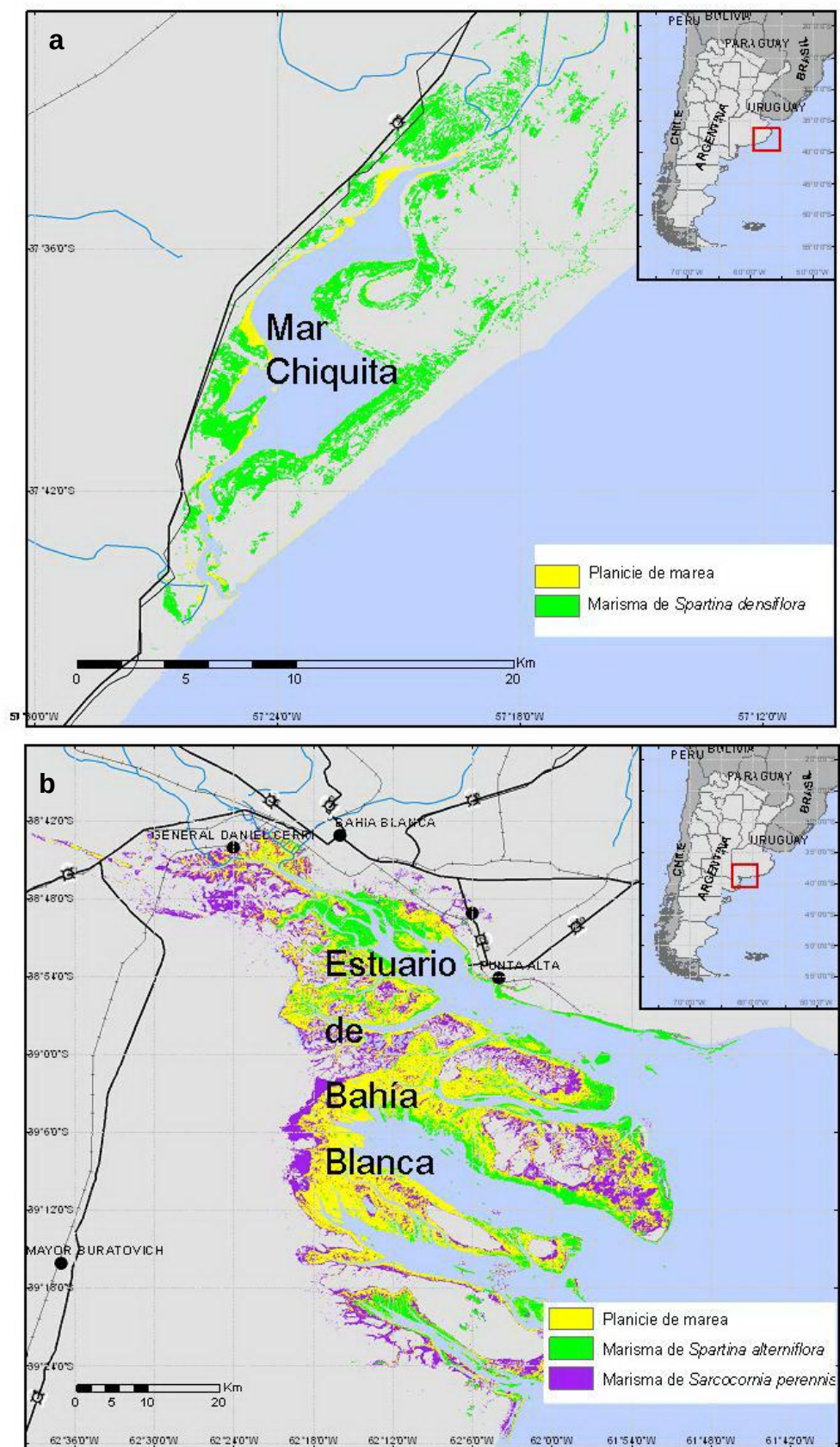


Figura 4. Marismas de (a) Mar Chiquita y (b) Bahía Blanca, con detalle de las especies dominantes

3. PRODUCTIVIDAD EN MARISMAS

Dado el papel fundamental que la Productividad Primaria Neta (PPN) juega en los ciclos de carbono y energía dentro de los ecosistemas, numerosos trabajos han reportado valores de productividad en marismas, como así también estudiado los factores que influyen en ella. Los principales factores son la frecuencia de inundación y la salinidad del suelo, aunque la temperatura, la precipitación, la disponibilidad de nutrientes, los niveles de oxígeno y el tipo de sedimento también son importantes (Ibañez et al., 2000; Mendelssohn y Morris, 2000). Estos factores no actúan independientemente, sino que están íntimamente interrelacionados. Además, el grado de influencia de cada uno de ellos varía con la zona de la marisma y la especie vegetal considerada, por lo que la productividad se ve afectada por la zonación propia de estos ambientes (e.g., Ellison y Bertness, 1986; Bouchard y Lefevre, 2000; Connor y Chmura, 2000).

La inundación del sedimento por la marea puede afectar negativamente la productividad de dos maneras. Por un lado, se generan suelos anóxicos o hipóxicos, lo cual genera una respiración anaeróbica de las raíces afectando así el crecimiento de la planta (Mendelssohn y Seneca, 1980; Mendelssohn et al., 1981). Por otra parte, se incrementa la concentración de sulfuro en el agua intersticial, el cual es tóxico para las plantas (e.g., Allam y Hollis, 1972). Sin embargo, la inundación periódica con agua, como ocurre en la marisma baja, evita que se acumulen sales como consecuencia de la mayor evapotranspiración. Dada la importancia de la inundación sobre la productividad, cambios en nivel medio del mar podrían afectar seriamente a estos ambientes (Adam, 2002).

Mayores valores de salinidad suelen indicar menores tasas de crecimiento vegetal. Por lo tanto, mayores precipitaciones y menores tasas de irradiación solar, en general están a su vez asociadas a mayores tasas de producción (Ibañez et al., 2000; Curcó et al., 2002; Scarton et al., 2002). Las condiciones reinantes en las marismas Mediterráneas, por ejemplo, suelen originar condiciones de hipersalinidad que son responsables de los generalmente bajos valores de productividad en estos sistemas (Ibañez et al., 2000). Sin embargo, existen especies halófitas que necesitan determinado contenido de sales para su desarrollo (véase Ibañez et al., 2000). Dado que la salinidad está relacionada con variables meteorológicas como la temperatura y las precipitaciones, la productividad también varía con la latitud (Turner, 1976; Kirwan et al., 2009).

El nitrógeno es uno de los elementos esenciales para el crecimiento vegetal y en marismas generalmente se encuentra disponible para las plantas en forma de amonio en el agua intersticial. Sin embargo, aunque este nutriente se encuentre en niveles adecuados, una marisma puede estar limitada por nitrógeno, como ha sido demostrado al observarse un aumento en la producción con la fertilización con este elemento (e.g., Gallagher, 1975; Morris, 1991; Dai y Weigert, 1997). Debido a que la absorción de amonio es un proceso activo, se espera un descenso del mismo cuando disminuye el nivel energético del sistema, por ejemplo, cuando las condiciones del sedimento son reductoras (Kotch et al., 1990). El fósforo, aunque también es importante para el crecimiento vegetal, no suele ser limitante para la productividad aérea, aunque puede serlo para el caso de tejidos subterráneos (Darby y Turner, 2008).

Dado la cantidad de factores que afectan la productividad y las complejas relaciones entre ellos, ésta varía ampliamente. La productividad varía con la especie considerada y las características fisiológicas de la misma, con la ubicación en la marisma, con las condiciones meteorológicas durante el período de estudio y, como ya mencionamos, con la latitud. En el caso de *S. alterniflora*, el fenotipo (bajo, medio o alto) debe también tenerse en cuenta, siendo en general mayor la producción de la forma alta (Mendelssohn y Morris, 2000). También, existen variaciones muy importantes con el método de estimación utilizado.

Se utilizan diversos métodos para la estimación de la productividad en marismas. Tradicionalmente, la PPN es estimada por varios métodos de cosecha destructivos, entre los que se destacan los presentados por Smalley (1959), Wiegert y Evans (1964), Milner y Hughes (1968) y Valiela et al. (1975). Sin embargo, estos métodos son afectados por la variación espacial entre sitios de muestreo y pueden conducir a diferentes resultados para la

misma marisma (Linthurst y Reimold, 1978; Shew et al., 1981; Kaswadji et al., 1990). Como una alternativa surgen los métodos no destructivos, los cuales presentan ventajas y desventajas al ser comparados con los métodos destructivos (Hardisky, 1980). Por un lado, son sensibles a variaciones temporales, permiten un monitoreo continuo a largo plazo y dan información detallada de los individuos, permitiendo entonces estimaciones de las variaciones dentro del stand (Dai y Wiegert, 1996). En cuanto a sus desventajas, requieren sitios de muestreo pequeños, pueden ser afectados por el manipuleo *in situ* y requieren una labor de campo muy intensa. En la actualidad, se utilizan tanto los métodos destructivos como los no destructivos.

La mayor parte de los estudios de productividad marismas se han realizado con la porción aérea y en marismas del hemisferio norte. La especie más estudiada es *S. alterniflora* (e.g., Kirby y Gosselink, 1976; Hopkinson et al., 1980; Reidenbaugh, 1983; Houghton, 1985; Dame y Kenny, 1986; Cranford et al., 1989; Kaswadji et al., 1990; Morris y Haskin, 1990; Dai y Wiegert, 1996), mientras que sólo unos pocos trabajos se han centrado en *S. densiflora* (Silva et al., 1993; Nieva et al., 2001) y en *S. perennis* (Palomo y Niell, 2009). A continuación se reportarán valores de productividad de estas especies en nuestro país, centrándonos principalmente en las marismas de la laguna costera Mar Chiquita y del estuario de Bahía Blanca.

Productividad de *S. densiflora*

Los valores anuales de productividad de *S. densiflora* son variables entre distintas marismas (Tabla 1). En Mar Chiquita, González Trilla y colaboradores (2010) estimaron la PPN aérea (PPNA) de esta especie utilizando un método no destructivo basado en mediciones de parcelas permanentes. Estos autores reportaron valores de $2599 \pm 705 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para una zona alta (inundada en promedio 9,5 % del tiempo) y $2181 \pm 605 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y $602 \pm 154 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para dos años de muestreo para una zona baja (inundada, en promedio el 22 % del tiempo). Estos valores son comparables con los encontrados por otros autores para la misma especie en otras partes del mundo (véase tabla 1). Vera y colaboradores (2009) encontraron valores de PPNA que oscilaron entre 706 ± 153 y $786 \pm 162 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para la zona baja en el mismo sitio de estudio a través de un método no destructivo. Por su parte, Vicari y colaboradores (2002), usando también un método no destructivo, encontraron en una marisma riverina continental (Reserva Natural Otamendi) menores valores de PPNA que los correspondientes a la laguna costera Mar Chiquita. Otamendi presenta sedimentos salinos en un ambiente de agua dulce ya que solía ser una costa estuarial durante la transgresión marina del Holoceno (Isla, 1989; Cavallotto et al., 2004).

Los factores que pueden afectar la productividad de *S. densiflora* son variados. Como ya mencionamos, González Trilla y colaboradores (2010) encontraron menores valores de PPNA en la zona baja de Mar Chiquita en el segundo año de muestreo (período agosto 2006-agosto 2007) en comparación con el primero (agosto 2005-agosto 2006). Esto podría relacionarse con las condiciones de precipitación en ambos períodos, que fueron muy distintas, ya que el primer año presentó valores de precipitaciones similares a los datos históricos, mientras que en el segundo las precipitaciones fueron mucho mayores, sobre todo en verano, lo cual está relacionado con el fenómeno El Niño (Saluso, 2007). Por lo tanto, como González Trilla y colaboradores (2010) sugirieron, mayores precipitaciones estivales podrían provocar un descenso en la productividad de esta especie.

Por otro lado, Peixoto y Costa (2004) encontraron mayores tasas de productividad en marismas de *S. densiflora* en Brasil, donde el tiempo de inundación es superior al 50 % del tiempo total. Esto podría indicar un efecto positivo de la inundación sobre la PPNA de *S. densiflora*, tal como sugirieron Silva y colaboradores (1993) en un estudio realizado en la laguna de los Patos (Brasil). Por otro lado Nieva y Figueroa (1997), usando un método destructivo con posterioridad a la ocurrencia de un incendio, encontraron altos valores de PPNA en Huelva, España. Los altos valores encontrados en este caso se debieron probablemente a la eliminación de uno de los principales factores limitantes para la

producción primaria de *S. densiflora*, el autosombreo causado por las hojas y vástagos viejos y la competencia intraespecífica por el espacio aéreo (Nieva, comunicación personal, 2008).

En el hemisferio Sur, *S. densiflora* produce biomasa nueva durante todo el año mostrando sólo un corto período de declinación durante el invierno. Este comportamiento es diferente al del hemisferio norte, donde el invierno suele ser un período de latencia. Los patrones de PPNA a lo largo del año en Mar Chiquita presentan máxima productividad en verano y mínima en invierno, mostrando correlación con la temperatura (González Trilla et al., 2010). Peixoto y Costa (2004) también encontraron una correlación positiva entre valores de productividad y temperatura del aire en marismas de Brasil dominadas por esta especie. El efecto positivo de la temperatura media sobre la productividad también fue reportado para otras especies del género *Spartina*, debido al mecanismo de fijación de carbono que presentan (vía C_4) (Turner, 1976; Kirwan et al., 2009).

En una marisma de la zona interna del estuario de Bahía Blanca (Maldonado), Peláez y colaboradores (2009) reportaron valores de biomasa de *S. densiflora* al final de la estación de crecimiento del año 2008. A partir de esos valores, se puede estimar que la PPNA de esta especie estaría en el orden de los $900 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, lo cual constituye valiosa información ya que no existen otros reportes de la productividad de esta especie en el estuario de Bahía Blanca, a pesar de la importante producción de detrito de esta especie en el sistema (Montemayor et al., 2011). Por otro lado, estos valores indicarían que la PPNA en Bahía Blanca sería menor que en Mar Chiquita, pero mayor que la de *S. alterniflora* y *S. perennis* en la zona de evaluación elegida (Peláez et al., 2009) (Fig. 5 a).

Con respecto a productividad subterránea, el único reporte encontrado corresponde a las marismas del Golfo de Cádiz (España), registrándose un valor de $21763 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ a través del método de cosecha en el pico de biomasa (para un solo año de estudio) (Nieva et al., 2001). En general, existen menos trabajos que involucren a tejidos subterráneos que a los aéreos, debido a la dificultad en el muestreo de los mismos; sin embargo, en la actualidad se está fomentando la importancia de estos tejidos como indicadores de la salud del sistema y en los procesos biogeoquímicos del mismo, no solo debido a su gran producción sino también a su estrecha relación con el sedimento (Turner et al., 2004; Darby y Turner, 2008; Sousa et al., 2008). En el estuario de Bahía Blanca existen registros preliminares de biomasa subterránea de esta especie (Peláez et al., 2009). Estos autores registraron valores de biomasa subterránea en el perfil del suelo en la zona interna del estuario de Bahía Blanca, con valores que alcanzaron los 75 kg/m^3 en los primeros cms del sedimento, mostrando que los valores para *S. densiflora* son mayores que los observados para *S. alterniflora* y *S. perennis*, al igual que lo observado para biomasa aérea (Fig. 5 b).

Tabla 1: Productividad primaria neta aérea (PPNA) ($\text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) de *Spartina densiflora* utilizando diferentes métodos. En caso de contarse con más de un valor por trabajo publicado, se promediaron.

Ubicación	PPNA	Método usado	Fuente
Laguna costera Mar Chiquita, Argentina	746	No destructivo	Vera et al. (2009)
Delta bajo del Paraná, Argentina	1450	No destructivo	Vicari et al. (2002)
Laguna Los Patos, Brasil	2360	Smalley (1959)	Peixoto y Costa (2004)
Golfo de Cádiz, España	13303	Cosecha en pico de biomasa	Nieva et al. (2001)

Productividad de *S. alterniflora*

Los valores de PPNA de marismas de *S. alterniflora* son muy variables (Tabla 2). La productividad en marismas del fenotipo bajo o intermedio se sabe que es dos a tres veces menor que la de la forma alta (Gallagher et al., 1980). Como ya mencionamos, la productividad en marismas varía ampliamente con el método utilizado y esto ha sido especialmente estudiado en marismas de *S. alterniflora*. Por ejemplo, Linthurst y Reimold (1978) encontraron valores de PPNA desde 246 hasta 1611 g m⁻² año⁻¹ utilizando diferentes métodos destructivos en Maine (EE.UU.), mientras que los datos obtenidos por Gallagher y colaboradores (1980) en Georgia (EE.UU.) oscilaron entre 700 a 1600 g m⁻² año⁻¹ utilizando diferentes métodos no destructivos (Tabla 2).

La PPNA de *S. alterniflora* en Bahía Blanca en la zona media del estuario (en proximidades de la localidad de Villa del Mar), estimada mediante métodos no destructivos, fue de 547 ± 94 g m⁻² año⁻¹ y de 709 ± 207 g m⁻² año⁻¹, para marisma alta (MA) y marisma baja (MB), respectivamente (González Trilla et al., 2009). Los mismos autores también calcularon la productividad según métodos destructivos (específicamente, cosecha en el pico de biomasa) obteniendo valores de 1063 y de 728 g m⁻² año⁻¹ para MA y MB, respectivamente. Por su parte, Negrin y colaboradores (enviado) reportaron valores de PPNA de 106 y 439 g m⁻² año⁻¹, para MB y MA, respectivamente, a través del método de Smalley (1959), en la misma área de estudio. Los valores registrados para esta marisma, a pesar de la variabilidad observada (debido al método utilizado sumado a la característica variación interanual), fueron similares a los encontrados en otras marismas naturales de fenotipo bajo, aunque en el extremo inferior del rango observado (véase tabla 2).

González Trilla y colaboradores (2009) encontraron que la PPNA y el patrón de biomasa aérea durante el año muestra picos en verano y mínimos en invierno, lo cual se debe principalmente a variaciones en la temperatura coincidiendo con la estacionalidad (Fitter y Hay, 2002). La biomasa en pie fue mayor en la MA, debido principalmente a los mayores valores de biomasa muerta; en los niveles más bajos, la marea retira esa biomasa, que es exportada hacia las aguas del estuario, con el consiguiente aporte de materia orgánica al sistema. Bouchard y Lefeuvre (2000) encontraron que el detrito puede ser lavado y arrastrado más eficientemente de la marisma baja debido a la exposición más prolongada a la energía de marea. Aunque los pulsos más grandes suelen ocurrir durante tormentas y mareas extraordinarias, parte del material también puede ser exportado durante ciclos de marea normales (Odum, 2000). Las áreas más altas en una marisma son inundadas menos frecuentemente, lo cual limita las oportunidades de exportación de material hacia las aguas del estuario. Esto permitiría que una mayor proporción de la producción de las macrófitas se acumule en los sedimentos como materia orgánica, tal y como sugirieron Taylor y Allanson (1995) y como se ha observado en el área de estudio (Negrin et al., 2011).

En otra marisma del estuario de Bahía Blanca (Maldonado), la PPNA de esta especie es de aproximadamente 680 g m⁻² año⁻¹, basado en mediciones de biomasa aérea al final de la estación de crecimiento (Peláez et al., 2009). Estos valores están en el mismo orden de magnitud que los reportados para la zona media del estuario con otros métodos, según lo especificado anteriormente. Peláez y colaboradores (2009) también informaron valores de biomasa subterránea (aproximadamente 15 kg/m³ en los primeros cms.) pero sin llegar a calcular la productividad.

La PPNS de *S. alterniflora* en la zona media del estuario de Bahía Blanca fue de 526 y 744 g m⁻² año⁻¹ para la MB y la MA, respectivamente, estimada con métodos destructivos (máximo – mínimo de biomasa total registrada; véase de la Cruz y Hackney, 1977) (Negrin et al., enviado). Estos valores están en el límite inferior del rango observado en el mundo (Tabla 3). Al igual que lo observado para PPNA, los valores en este caso son muy variables; a la variabilidad espacial y por método utilizado, en este caso también puede ser fuente de variación la profundidad considerada al analizar las muestras, que varían entre 15 y 40 cm. Por otro lado, estos autores también observaron que los valores de biomasa subterránea en la MA son aproximadamente iguales que los de la aérea, mientras que para la MB la biomasa

de raíces y rizomas representa el 84 % de la biomasa total. Aquí se pone en evidencia la importancia de estudios que tengan en cuenta estos tejidos.

La productividad total (aérea + subterránea) de *S. alterniflora* en la zona media del estuario de Bahía Blanca, estimada con métodos destructivos, entonces sería de 632 y 1183 g m⁻² año⁻¹ para la MB y la MA, respectivamente, indicando que la MB sería menos productiva que la MA (Negrin et al., enviado). Esto sugeriría que esta especie se desarrolla mejor si el suelo no se satura con agua regularmente. El estrés en la marisma baja está principalmente relacionado con los sedimentos reductores, ya que el potencial redox fue significativamente más bajo en ese sitio que en la marisma alta (Negrin et al., 2011). Además, la menor biomasa registrada en las zonas bajas podría asociarse a una tasa fotosintética más lenta durante los períodos de sumersión (Kathilankal et al., 2008).

La productividad total para la marisma de Villa del Mar en su conjunto (promediando MA y MB) entonces está en el orden de los 900 g m⁻² año⁻¹, lo cual es un valor bajo si lo comparamos con otras marismas del mundo (Negrin et al., enviado). Los valores bajos de productividad pueden asociarse a la alta salinidad del sistema, tanto en el agua de mar como en el agua intersticial, ya que se han registrado valores de 46,9 en la MA y de 38,2 ups en la MB a fines de primavera (Negrin, comunicación personal). El escaso aporte de agua dulce del sistema (Carbone et al., 2008) y los fuertes vientos de la región (Piccolo, 2008), que promueven la evaporación, pueden contribuir a esta condición.

Tabla 2: Productividad primaria neta aérea (PPNA) (g m⁻² año⁻¹) de *Spartina alterniflora* utilizando diferentes métodos. Formas de crecimiento: bajo (B), intermedio (I) y alto (A). Localización dentro de la marisma: marisma alta (MA), marisma baja (MB), marisma media (MM), borde de la marisma (BM). En caso de contarse con más de un valor por trabajo publicado, se promediaron.

Ubicación	PPNA	Método usado	Fuente
Bahía Paranaguá, Brasil, B	101	Milner y Hughes (1968)	da Cunha Lana et al. (1991)
Bahía Paranaguá, Brasil, B	110	Wiegert y Evans (1964)	da Cunha Lana et al. (1991)
Bahía Paranaguá, Brasil, B	113	Smalley (1959)	da Cunha Lana et al. (1991)
Bahía Paranaguá, Brasil, B	116	Cosecha en el pico de biomasa	da Cunha Lana et al. (1991)
Bahía Paranaguá, Brasil, B	179	Valiela et al. (1975)	da Cunha Lana et al. (1991)
Carolina del Norte, EEUU	214	Milner y Hughes (1968)	Shew et al. (1981)
Carolina del Norte, EEUU	225	Smalley (1959)	Shew et al. (1981)
Carolina del Norte, EEUU	242	Cosecha en el pico de biomasa	Shew et al. (1981)
Maine, EUU, MA	246	Cosecha en el pico de biomasa	Linthurst y Reimold (1978)
Maine, EEUU, MA.	246	Milner y Hughes (1968)	Linthurst y Reimold (1978)
Oyster Landing, Carolina del Sur, EEUU, MM, B	350	Cosecha en el pico de biomasa	Morris y Haskin (1990)
Goat Island, Carolina del Sur, EEUU, MM, B	391	Cosecha en el pico de biomasa	Morris y Haskin (1990)
Nueva Escocia, Canadá	398	Cosecha en el pico	Cranford et al.

		de biomasa	(1989)
N Wallops Island, Virginia, EEUU, MM	399	No destructivo.	Reidenbaugh (1983)
Georgia, Sapelo Island, EEUU, MM, B	404	Cosecha en el pico de biomasa	Dai y Wiegert (1996)
Nueva Escocia, Canadá	434	Smalley (1959)	Cranford et al. (1989)
Nueva Escocia, Canadá	507	Curva Allen	Cranford et al. (1989)
Canary Creek, Delaware,B	553	Cosecha en el pico de biomasa	Roman y Daiber, 1984
Hog Island, Louisiana, EEUU	585	Cosecha en el pico de biomasa	Edwards y Mills, 2005
N Wallops Island, Virginia, EEUU, BM, M	587	No destructivo	Reidenbaugh (1983)
Goat Island Carolina del Sur, EEUU,MM, B	635	No destructivo	Morris y Haskin (1990)
North Inlet, Carolina del Sur, EEUU,MM, I	649	Shew et al. (1981)	Dame y Kenny (1986)
Blackbird Creek, Delaware, B	652	Cosecha en el pico de biomasa	Roman y Daiber, 1984
Canary Creek, Delaware, B	654	Smalley (1959)	Roman y Daiber, 1984
Maine, EEUU, MA.	662	Valiela et al, 1975	Linthurst y Reimold (1978)
Georgia, EEUU, MA	700	Smalley (1959)	Gallagher et al.(1980)
Louisiana, EEUU, B	700	Cosecha en el pico de biomasa	Hopkinson et al. (1980)
Louisiana, EEUU, B	748	Milner y Hughes (1968)	Kirby y Gosselink (1976)
Nueva York, EEUU, B	750	Valiela et al.(1975)	Houghton (1985)
Louisiana, EEUU	762	Máximo-mínimo (de la Cruz y Hackney, 1977)	Darby y Turner, 2008
Maine, EEUU, MA.	763	Smalley (1959)	Linthurst y Reimold (1978)
Nueva York, EEUU, B	770	Milner y Hughes (1968)	Houghton (1985)
Nueva York, EEUU, B	780	Cosecha en el pico de biomasa	Houghton (1985)
Louisiana, EEUU, B	788	Cosecha en el pico de biomasa	Kirby y Gosselink (1976)
Nueva York, EEUU, B	825	Smalley (1959)	Houghton (1985)
Louisiana, EEUU, B	831	Cosecha en el pico de biomasa	Kaswadiji et al. (1990)
Louisiana, EEUU, B	831	Milner y Hugues	Kaswadiji et al.

		(1968)	(1990)
Louisiana, EEUU, A	874	Milner y Hugues (1968)	Kirby y Gosselink (1976)
Georgia, Sapelo Island, EEUU, A	892	Cosecha en el pico de biomasa	Dai y Wiegert (1996)
Blackbird Creek, Delaware, B	916	Smalley (1959)	Roman y Daiber, 1984
Carolina del Norte, EEUU	931	Smalley (1959)	Hardisky (1980)
Georgia, Sapelo Island, EEUU, B	993	Valiela et al.(1975)	Dai y Wiegert (1996)
Louisiana, EEUU, B	1000	Smalley (1959)	Hopkinson et al. (1980)
Louisiana, EEUU, B	1006	Smalley (1959)	Kirby y Gosselink (1976)
Louisiana, EEUU, A	1018	Cosecha en el pico de biomasa	Kirby y Gosselink (1976)
N Wallops Island, Virginia, EEUU, MM, M	1020	No destructivo	Reidenbaugh (1983)
Carolina del Norte, EEUU	1028	Lomnicki et al. (1968)	Shew et al. (1981)
Carolina del Norte, EEUU	1029	Wiegert y Evans (1964)	Shew et al. (1981)
Canary Creek, Delaware, A	1035	Cosecha en el pico de biomasa	Roman y Daiber, 1984
Georgia, Sapelo Island, EEUU, MM, B	1105	Milner y Hugues (1968)	Dai y Wiegert (1996)
North Inlet, Carolina del Sur, EEUU, MA, B	1113	Shew et al. (1981)	Dame y Kenny (1986)
Georgia, Sapelo Island, EEUU, B	1118	No destructivo	Dai y Wiegert (1996)
Bahía de Biscay, España	1160	Smalley (1959)	Benito y Onaindia (1991)
N Wallops Island, Virginia, EEUU, BM, A	1169	No destructivo	Reidenbaugh (1983)
Georgia, EEUU, MA	1200	Wiegert y Evans (1964)	Gallagher et al.(1980)
Nueva York, EEUU, A	1220	Cosecha en el pico de biomasa	Houghton (1985)
Louisiana, EEUU, B	1231	Smalley (1959)	Kaswadji et al. (1990)
Louisiana, EEUU	1281	Smalley (1959)	Darby y Turner, 2008
Nueva York, EEUU, A	1310	Milner y Hugues (1968)	Houghton (1985)
Georgia, Sapelo Island, EEUU, A	1315	Valiela et al.(1975)	Dai y Wiegert (1996)
Louisiana, EEUU, B	1323	Wiegert y Evans (1964)	Kirby y Gosselink (1976)

Louisiana, EEUU, A	1410	Smalley (1959)	Kirby y Gosselink (1976)
Louisiana, EEUU, B	1437	Lomnicki et al. (1968)	Kaswadji et al. (1990)
Canary Creek, Delaware, A	1487	Smalley (1959)	Roman y Daiber, 1984
Louisiana, EEUU, B	1500	Valiela et al.(1975)	Hopkinson et al. (1980)
Georgia, Sapelo Island, EEUU, A	1520	Milner y Hugues (1968)	Dai y Wiegert (1996)
Georgia, Sapelo Island, EEUU, A	1557	No destructivo	Dai y Wiegert (1996)
Georgia, EEUU, MA	1600	Wiegert y McGinnis (1975)	Gallagher et al.(1980)
Louisiana, EEUU, B	1873	Wiegert y Evans (1964)	Kaswadji et al. (1990)
Hog Island, Louisiana, EEUU	2021	Lomnicki et al. (1968)	Edwards y Mills, 2005
North Inlet, Carolina del Sur, EEUU,BM, A	2069	Shew et al. (1981)	Dame y Kenny (1986)
Georgia, EEUU, BM	2300	Smalley (1959)	Gallagher et al.(1980)
Alameda, EEUU, A	2318	Smalley (1959)	Callaway y Josselyn(1992)
Louisiana, EEUU, A	2645	Wiegert y Evans (1964)	Kirby y Gosselink (1976)
Georgia, EEUU, CB	2700	Wiegert y McGinnis (1975)	Gallagher et al.(1980)
Georgia, EEUU, CB	3700	Wiegert y Evans (1964)	Gallagher et al.(1980)

Tabla 3. Productividad primaria neta subterránea (PPNS) ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) de marismas de *Spartina alterniflora* utilizando diferentes métodos. En caso de contarse con más de un valor por trabajo publicado, se promediaron

Ubicación	PPNS	Método usado	Fuente
Bahía Paranaguá,, Brasil,	358	Milner y Hughes (1968)	da Cunha Lana et al. (1991)
Bahía Paranaguá, Brasil,	569	Cosecha en el pico de biomasa	da Cunha Lana et al. (1991)
Delaware, EEUU	1300	Máximo – mínimo* (de la Cruz y Hackney, 1977)	Gross et al. (1991)
Virginia, EEUU	1409	Máximo-mínimo* (de la Cruz y Hackney, 1977)	Blum (1993)
Jiangsu del Norte, China	1655	Cosecha en el pico de biomasa	Wan et al. (2009)
Virginia, EEUU	1666	Cosecha en el pico de biomasa	Blum (1993)

Louisiana, EEUU	1947	Máximo - mínimo * (de la Cruz y Hackney, 1977)	Darby y Turner (2008)
Carolina del Norte, EEUU	1957	Cosecha en el pico de biomasa	Broome et al. (1986)
Bristol, EEUU	2234	Máximo – mínimo *(de la Cruz y Hackney, 1977)	Ellison et al. (1986)
Nueva Jersey, EEUU	2300	Máximo – mínimo *(de la Cruz y Hackney, 1977)	Smith et al. (1979)
Louisiana, EEUU	2625	Crecimiento dentro de bolsa (Finer y Laine, 2000)	Edwards y Mills (2005)
Massachusetts, EEUU	3009	Valiela et al. (1976)	Valiela et al. (1976)
Carolina del Sur, EEUU	3899	Smalley (1959)	Dame y Kenny (1986)
Georgia, EEUU, M	4780	Smalley (1959)	Schubauer y Hopckinson, 1984
Delaware, EEUU	5625	Máximo – mínimo *(de la Cruz y Hackney, 1977)	Roman y Daiber (1984)
Delaware, EEUU	5800	Cosecha en el pico de biomasa	Gross et al. (1991)
Nueva Escocia, Canadá	8739	Cosecha en el pico de biomasa	Connor y Chmura (2000)
Louisiana, EEUU	11767	Smalley (1959)	Darby y Turner (2008)
Nueva Jersey, EEUU	12000	Cosecha en el pico de biomasa	Smith et al. (1979)

(*) Se utilizaron valores de biomasa viva solamente

Productividad de *S. perennis*

En una marisma de la zona interna del estuario de Bahía Blanca dominada por esta especie (Puerto Cuatrerros), la PPNA de *S. perennis* fue de $852 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para el año 2008, calculado por el método de Smalley (Negrin, 2010). Por su parte, Peláez y colaboradores (2009) informaron valores de biomasa al final de la estación de crecimiento de 2008 en otra marisma de la zona interna del estuario (Maldonado) y a partir de los mismos se puede estimar una PPNA de aproximadamente $700 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. Entonces, la PPNA en el estuario está en el rango observado para la especie y la íntimamente emparentada *S. fruticosa** en otras marismas del mundo, aunque en el extrema inferior del mismo (Tabla 4).

Por su parte, la PPNS en Puerto Cuatrerros fue de $391 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ al ser calculado como diferencia de la máxima y mínima biomasa (Negrin, 2010), indicando que en el estuario de Bahía Blanca la productividad de esta especie sería menor que otras marismas del mundo (Tabla 5). Peláez y colaboradores (2009) informaron valores de biomasa subterránea que están en el orden de los 5 kg/m^3 en los primeros centímetros del suelo, sin encontrarse tejidos ya a los 8 cm de profundidad aproximadamente. Considerando la productividad total, ésta es menor que la observada para esta especie en el mundo, lo cual podría asociarse al bajo aporte de agua dulce en el área, sobre todo debido a la escasa precipitación durante parte del período estudiado (Guinder et al., 2009).

* Dado que existe muy poca información de *S. perennis*, también se realizaron comparaciones con *S. fruticosa*

Negrin (2010) observó que la biomasa aérea verde estuvo presente a lo largo de todo el año y fue generalmente mayor que la biomasa seca; en promedio, la biomasa seca representó el 30 % de la biomasa aérea total. En general, se observan máximos valores de biomasa verde y seca en primavera e invierno, respectivamente, lo cual muestra la relación de esta variable con la temperatura (Fitter y Hay, 2002). Considerando la biomasa total, la mayor proporción corresponde a la aérea, representando el 60 % (Negrin, 2010).

Tabla 4. Productividad primaria neta aérea (PPNA) ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) de *Sarcocornia perennis* o *S. fruticosa* usando diferentes métodos. En caso de contarse con más de un valor por trabajo publicado, se promediaron.

Ubicación	PPN*	Método usado	Fuente
Ebre Delta, España	581	No destructivo	Curcó et al (2002)
Laguna de Venecia, Italia	683	Smalley (1959)	Scarton et al (2002)
Bahía San Julián, Argentina	1717	Biomasa x tasa de crecimiento	Boraso et al. (2009) (*)
Ebre Delta, España	2300	Cosecha en pico de biomasa	Curcó et al. (2002)
Estuario del Río Palmones, España	2973	Smalley (1959)	Palomo y Niell (2009) (*)
Estuario del Río Palmones, España	4776	Cosecha en pico de biomasa	Palomo y Niell (2009) (*)

(*)Valores correspondientes a *S. perennis*

Tabla 5. Productividad primaria neta subterránea (PPNS) ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) de *Sarcocornia perennis* o *S. fruticosa* utilizando diferentes métodos. En caso de contarse con más de un valor por trabajo publicado, se promediaron.

Ubicación	PPN*	Método usado	Fuente
Ebro Delta, España	950	No destructivo	Curcó et al. (2002)
Estuario del Río Palmones, España	1022	Smalley (1959)	Palomo y Niell (2009)
Laguna de Venecia, Italia	1260	Smalley (1959)	Scarton et al. (2002)
Ebro Delta, España	1400	Cosecha en pico de biomasa	Curcó et al.(2002)
Estuario del Río Palmones, España	3110	Cosecha en pico de biomasa	Palomo y Niell (2009)

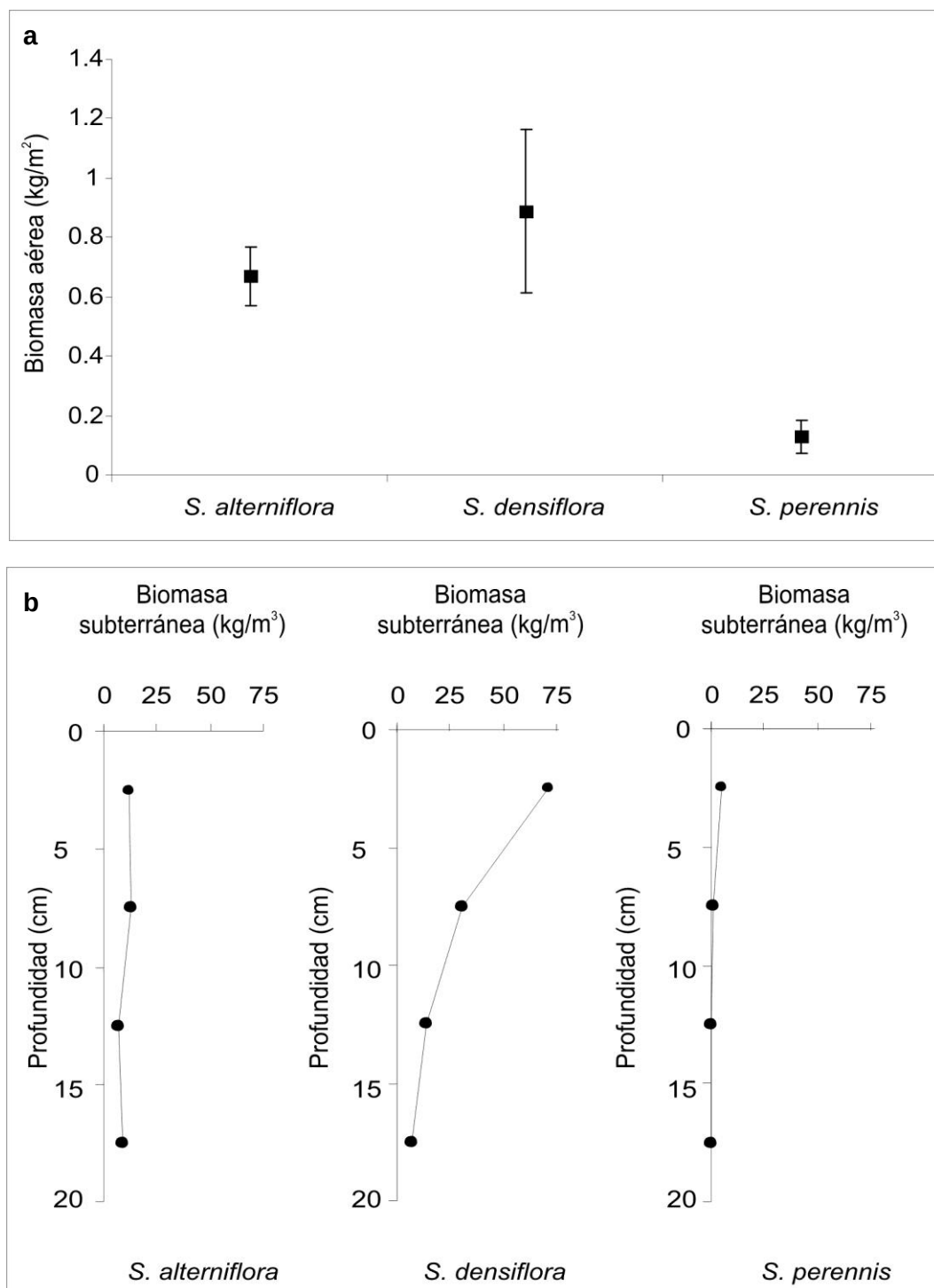


Figura 5. Biomasa aérea (a) y subterránea (b) al final de la estación de crecimiento (abril 2008) en Maldonado (zona interna del estuario de Bahía Blanca) para *S. alterniflora*, *S. densiflora* y *S. perennis*. Para biomasa aérea se muestra el valor medio y el intervalo de confianza (95%).

4. CONSIDERACIONES FINALES

En este capítulo se ha sintetizado valiosa información de productividad en dos marismas argentinas representativas, a la vez de mostrar valores de otras marismas del mundo. Esto pone en evidencia la gran variabilidad existente en distintos ambientes, lo cual resalta la importancia del estudio de marismas del hemisferio sur. Especialmente, se alienta el estudio de las marismas patagónicas, ya que los datos de productividad sobre las mismas son muy escasos (Boraso et al., 2009), a pesar de la importante extensión de las mismas (Bortolus et al., 2009) y de su posible aplicación económica, como por ejemplo, el uso de especies de *Sarcocornia* como alimento para el ganado (Bianciotto et al., 2009).

Las marismas de Bahía Blanca han demostrado tener una significativa influencia sobre el ciclo de materia orgánica en el sistema estuarial, no sólo a través de un efecto sobre su concentración sino también a través de la modificación de parámetros fisicoquímicos como pH y potencial redox. Por otro lado, la posición de las especies en el rango mareal es también un factor a considerar al evaluar la contribución de las especies halófitas en el ciclo de materia orgánica en los sistemas estuariales, dada la función de la marea como exportador de materiales a las aguas del estuario (Negrin, 2010). Por consiguiente, el estudio de la productividad de marismas asociadas a estuarios debería ser considerado en evaluaciones integrales de la dinámica de materia orgánica y nutrientes y otros elementos como metales pesados o pesticidas en estos sistemas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Adam, P., 1993. Saltmarsh Ecology. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge University Press, 476 pp.
- Adam, P., 2002. Saltmarshes in a time of change. Environmental Conservation 29: 39–61
- Allam, A.I., Hollis, J.P., 1972. Sulfide inhibition of oxidases in rice roots. Phytopathology 62: 634- 639
- Allen, J.R., 2009. Tidal salt marshes: geomorphology and sedimentology. En: Perillo, G.M.E., Wolanski, E., Cahoon, D.R. y Brinson, M.M., (eds.). Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach (1ra. ed.), Elsevier, pp 403-424
- Benito, I., Onaindia, M., 1991. Biomass and aboveground production of four angiosperms in Cantabrian (N. Spain) salt marshes. Vegetatio 96: 165-175
- Bertness, M.D., 1985. Fiddler crab regulation of *Spartina alterniflora* production on a New England salt marsh. Ecology 66: 1042-1055
- Bianciotto, O., Blessio, A. y Vater, G., 2009. Puesta en valor de marismas en Tierra del Fuego - Argentina: riego con agua de mar para el cultivo de halófitas nativas. Resúmenes de las VII Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar- XV Coloquio de Oceanografía, Bahía Blanca, Argentina: 206
- Blum, L.K., 1993. *Spartina alterniflora* root dynamics in a Virginia marsh. Marine Ecology Progress Series 102: 169-178
- Boraso, A., Arce, M.H., Zaixso, J.M., Sosa, M., Yepes, M., 2009. Biomasa y producción de *Sarcocornia* en la marisma de la Bahía San Julián (Santa Cruz, Argentina). Resúmenes de las VII Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar-XV Coloquio de Oceanografía, Bahía Blanca, Argentina: 156
- Bortolus, A., 2006. The austral cordgrass *Spartina densiflora* Brong.: its taxonomy, biogeography and natural history. Journal of Biogeography 33:158–168
- Bortolus, A., Schwindt, E., Bouza, P., Idaszkin, Y., 2009. A characterization of patagonian salt marshes. Wetlands 29 (2): 772-780
- Botté, S.E., Negrin, V.L., Pratolongo, P., González Trilla, G., 2008. Salt-marshes: role within the Bahía Blanca Estuary. En: Neves, R., Baretta, J., Mateus, M. (eds.), Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America, Part C: From shallow water to the deep fjord: the study sites, IST Press, pp. 277-286
- Bouchard, V., Lefeuvre, J.C., 2000. Primary production and macro-detritus dynamics in a European salt marsh: carbon and nitrogen budgets. Aquatic Botany 67: 23-42
- Broome, S.W., Seneca, E.D., Woodhouse, W.W. Jr., 1986. Long-term growth and development of transplants of the salt-marsh grass *Spartina alterniflora*. Estuaries 9(1): 63-74

- Cabrera, A.L., 1970. Flora de la Provincia de Buenos Aires. Volumen I a VI. Buenos Aires, Argentina: Colección científica del INTA.
- Cabrera, A.L., Zardini, E.M., 1978. Manual de la flora de los alrededores de Buenos Aires (2da ed.), Editorial ACME, 755 pp.
- Cagnoni, M., 1999. Espartillares de la costa bonaerense de la República Argentina. Un caso de humedales Costeros. En: Malvarez, A. (ed.), Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. UNESCO Press, pp. 51-67
- Cagnoni, M., Faggi, A.M., 1993. La vegetación de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú. Parodiana 8:101-112
- Callaway, J.C., Josselyn, M.N., 1992. The introduction and spread of smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) in South San Francisco Bay. Estuaries 15: 218-226
- Carbone, M.E., Limbozzi, F., Alberdi, E., Abalo, P. 2008. The effect of flowrate variations of the Sauce Chico and Napostá Grande rivers on the inner part of the Bahía Blanca Estuary. En: Neves, R., Baretta, J., Mateus, M. (eds.), Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America, Part C: From shallow water to the deep fjord: the study sites, IST Press, pp. 471-482
- Cavallotto, J.L., Violante, R.A., Parker, G., 2004. Sea-level fluctuations during the last 8600 years in the de la Plata River (Argentina). Quaternary International 114: 155-165
- Chapman, V.J., 1940. Studies in salt marsh ecology; Section VI and VII. Comparisons with marshes on the east coast of North America. Journal of Ecology 28:118-151
- Clifford, M., 2002. Dense-flowered cordgrass (*Spartina densiflora*) in Humboldt Bay. Summary and literature review. California State Coastal Conservancy Report, Oakland, California, EEUU.
- Cointre, L., Gonzalez Trilla, G., Pratolongo, P., Perillo, G.M.E., 2008. Use of satellite remote sensing to assess the vertical limits and biomass of vegetation zones at the Bahía Blanca Estuary, Argentina. Resúmenes de ECSA 44 Symposium. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.
- Connor, R., Chmura, G.L., 2000. Dynamics of above- and belowground organic matter in a high latitude macrotidal saltmarsh. Marine Ecology Progress Series 204: 101-110
- Cranford, P.J., Gordon, D.C., Jarvis, C.M., 1989. Measurement of cordgrass, *Spartina alterniflora*, production in a macrotidal estuary, Bay of Fundy. Estuaries 12: 27-34
- Cronk, J.K., Fennessy, M.S., 2001. Wetland Plants: Biology and Ecology, Lewis Publishers, 462 pp.
- Curco, A., Ibañez, C., Day, J., Prat, N., 2002. Net primary production and decomposition of salt marshes of the Ebre Delta (Catalonia, Spain). Estuaries 25 (3): 309-324
- da Cunha Lana, P., Guiss, C., Disaró, S.T., 1991. Seasonal variation of biomass and production dynamics for above- and belowground components of a *Spartina alterniflora* Marsh in the Euhaline Sector of Paranaguá Bay (SE Brazil). Estuarine, Coastal and Shelf Science 32: 231-241
- Dai, T., Weigert, R.G., 1996. Ramet population dynamics and net aerial primary productivity of *Spartina alterniflora*. Ecology 77:276-288
- Dai, T., Wiegert, R.G., 1997. A field study of photosynthetic capacity and its response to nitrogen fertilization in *Spartina alterniflora*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 5: 73-283
- Dame, R.F., Kenny, P.D., 1986. Variability of *Spartina alterniflora* primary production in the euhaline North Inlet estuary. Marine Ecology Progress Series 32:71-80
- Darby, F.A., Turner, R.E., 2008. Below - and aboveground *Spartina alterniflora* production in a Louisiana salt marsh. Estuaries and Coasts 31: 223-231
- Davy, A.J., Bishop, G.F., Mossman, H., Redondo-Gomez, S., Castillo, J.M., Castellanos, E.M., Luque, T., Figueroa, M.E., 2006. Biological flora of the British isles: *Sarcocornia perennis* (Miller) A.J. Scott. Journal of Ecology 94: 1035-1048
- de la Cruz, A.A., Hackney, C.T., 1977. Energy value, elemental composition, and productivity of belowground biomass of a *Juncus* tidal marsh. Ecology 58: 1165-1170
- Edwards, K., Mills, K., 2005. Aboveground and belowground productivity of *Spartina alterniflora* (smooth cordgrass) in natural and created Louisiana salt marshes. Estuaries 28 (2): 252-265
- Ellison, K.M., Bertness, M.D., Miller, T., 1986. Seasonal patterns in the belowground biomass of *Spartina alterniflora* (Gramineae) across a tidal gradient. American Journal of Botany 73: 1548-1554
- Fennane, M., Mathez, J., 1988. Nouveaux Matériaux pour la flore du Maroc. Fascicule 3. Naturalia Monspeliensia 52: 135-141
- Finer, L., Laine, J., 2000. The ingrowth bag method in measuring root production on peatland sites. Scandinavian Journal of Forest Research 15: 75-80
- Fitter, A. H., Hay, R., 2002. Environmental Physiology of Plants (3ra. ed.), Academic Press, 356 pp.

- Gallagher, J.L., 1975. Effects of an ammonium nitrate pulse on the growth and elemental composition of natural stands of *Spartina alterniflora* and *Juncus roemerianus*. *American Journal of Botany* 62: 644-648
- Gallagher, J., Reimold, R., Linthurst, R., Pfeiffer, W., 1980. Aerial production, mortality, and mineral accumulation-export dynamics in *Spartina alterniflora* and *Juncus roemerianus* plant stands in a Georgia salt marsh. *Ecology* 61(2): 30-312
- Gebrehiwet, T., Koretsky, C.M., Krishnamurthy, R.V., 2008. Influence of *Spartina* and *Juncus* on saltmarsh sediments. III. Organic geochemistry. *Chemical Geology* 255: 114-119.
- González Trilla, G., 2010. Patrones de biomasa de *Spartina* spp. en dos marismas costeras de la provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires, Argentina, 143 pp.
- González Trilla, G., Kandus, P., Negrin, V.L., Vicari, R., Marcovecchio, J.E., 2009. Tiller dynamic and production on a SW Atlantic *Spartina alterniflora* marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85: 126-133
- González Trilla, G., de Marco, S., Marcovecchio, J.E., Vicari, R., Kandus, P., 2010. Net primary productivity of *Spartina densiflora* Brong in a SW Atlantic coastal salt marsh. *Estuaries and Coasts* 33 (4): 953-962
- Gross, M.F., Hardisky, M.A., Wolf, P.L., Klemas, V., 1991. Relationship between aboveground and belowground biomass of *Spartina alterniflora* (smooth cordgrass). *Estuaries* 14(2): 180-191
- Guinder, V.A., Popovich, C.A., Perillo, G.M.E., 2009. Particulate suspended matter concentrations in the Bahía Blanca Estuary, Argentina: Implication for the development of phytoplankton blooms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 95: 157-165
- Hardisky, M.A., 1980. A comparison of *Spartina alterniflora* primary production estimated by destructive and nondestructive techniques. En: Kennedy, V.S. (ed.), *Estuarine Perspectives*. Academic Press, pp. 223-234
- Hopkinson, C.S., Gosselink, J.G., Parrondo, R., 1980. Production of coastal Louisiana marsh plants calculated from phenometric techniques. *Ecology* 61 (5): 1091-1098
- Houghton, R.A., 1985. The effect of mortality on estimates of net above-ground production by *Spartina alterniflora*. *Aquatic Botany* 22: 21-132
- Hughes, V., 1975. The relationship between the upper limit of coastal marshes and tidal datums. *National Ocean Survey Rep. No. SFB 3.6-1/6.84* p.
- Ibañez, C., Curco, A., Day, J.W.D., Prat, N., 2000. Structure and productivity of microtidal Mediterranean coastal marshes. En: Weinstein, M., Kreeger, D.A. (eds.), *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishing, pp. 107-136
- Isacch, J., Costa, C., Rodríguez-Gallego, L., Conde, D., Escapa, M., Gagliardini, D., Iribarne, O.O., 2006. Distribution of salt marsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the south-west Atlantic coast. *Journal of Biogeography* 33: 888-900
- Isla, F.I., 1989. Holocene sea-level fluctuation in the southern hemisphere. *Quaternary Science Reviews* 8: 359-368
- Kaswadji, R., Gosselink, J., Turner, R., 1990. Estimation of primary production using five different methods in a *Spartina alterniflora* salt marsh. *Wetlands Ecology and Management* 1: 57-64
- Kathilankal, J.C., Mozdzer, T.J., Fuentes, J.D., D'Odorico, P., McGlathery, K.J., Zieman, J.C., 2008. Tidal influences on carbon assimilation by a salt marsh. *Environmental Research Letters* 3: 044010
- Kirby, C.J., Gosselink, J.G., 1976. Primary production in a Louisiana gulf coast *Spartina alterniflora* marsh. *Ecology* 57: 1052-1059
- Kirwan, M.L., Guntenspergen G.R., Morris J.T. 2009., Latitudinal trends in *Spartina alterniflora* productivity and the response of coastal marshes to global change. *Global Change Biology* 15: 1982-1989
- Kittelson, P.M., Boyd, M.J., 1997. Mechanisms of expansion for an introduced species of cordgrass, *Spartina densiflora*, in Humboldt Bay, California. *Estuaries* 20: 770-778
- Koch, M.S., Mendelssohn, I.A., McKee, K.L., 1990. Mechanism for the hydrogen sulfide-induced growth limitation in wetland macrophytes. *Limnology and Oceanography* 35: 399-408
- Lamberto, S., Valle, A., Aramayo, E., Andrada, A., 1997. Manual Ilustrado de las Plantas Silvestres de la Región de Bahía Blanca. Dpto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, 548 pp.
- Linthurst R.A., Reimold, R.J., 1978. An evaluation of methods for estimating the net aerial primary productivity of estuarine angiosperms. *Journal of Applied Ecology* 15: 919-931
- Lomnicki, A., Bandola, E., Jankowaska, K., 1968. Modification of the Wiegert-Evans method for estimation of net primary production. *Ecology* 49:47-149
- Marcovecchio, J.E., Spetter, C.V., Botté, S.E., Delucchi, F., Arias, A.H., Fernández Severini, M.D., Negrin, V.L., Popovich, C.A., Freije, R.H., 2009. Inorganic nutrients and organic matter tidal

- time-scale variation in a mesotidal estuary: Bahía Blanca, Argentina. *Chemistry and Ecology* 25: 453-465
- Mendelssohn, I.A., Seneca, E.D., 1980. The influence of soil drainage on the growth of salt marsh cordgrass *Spartina alterniflora* in North Carolina. *Estuarine, Coastal and Marine Science* 2: 27-40
- Mendelssohn, I.A., McKee, K.L., Patrick, W.H., Jr., 1981. Oxygen deficiency in *Spartina alterniflora* roots: metabolic adaptation to anoxia. *Science* 214: 439-441
- Mendelssohn, I.A., Morris, J.T., 2000. Eco-physiological controls on the productivity of *Spartina alterniflora* Loisel. En: Weinstein, M., Kreeger, D.A. (eds.), *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishing, pp. 59-80
- Metcalfe, W.S., Ellison, A.M., Bertness, M.D., 1986. Survivorship and spatial development of *Spartina alterniflora* Loisel. (Gramineae) seedlings in a New England salt marsh. *Annals of Botany* 58: 249-258
- Milner, C., Hughes, R.E., 1968. *Methods for the measurement of the primary production of grassland*. International Biological Program Handbook No. 6 Blackwell Scientific Publications, Oxford, 70 pp.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2007. *Wetlands* (4ta. ed.). John Wiley & Sons, 581 pp.
- Mobberley, D.G., 1956. Taxonomy and distribution of the genus *Spartina*. *Iowa State College Journal of Science* 30: 471-574
- Montemayor, D., Addino, M., Fanjul, E., Escapa, M., Álvarez, F., Botto, F., Iribarne, O.O. 2011. Effect of dominant *Spartina* species on salt marsh detritus production in SW Atlantic estuaries. *Journal of Sea Research* doi:10.1016/j.seares.2011.05.003
- Morris, J.T., 1991. Effects of nitrogen loading on wetland ecosystems with particular reference to atmospheric deposition. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 257-279
- Morris, J.T., Haskin, B., 1990. A 5-yr record of aerial primary production and stand characteristics of *Spartina alterniflora*. *Ecology* 71: 2209-2217
- National Biological Information Infrastructure (NBII), IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG) (Comp.), 2005. *Global Invasive Species Database*. <http://www.issg.org/database/species/distribution>
- Negrin, 2010. El rol de las marismas del estuario de Bahía Blanca en el ciclo bio-geoquímicos de nutrientes inorgánicos y materia orgánica. Tesis doctoral, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina, 145 pp.
- Negrin, V.L., Spetter, C.V., Asteasuain, R.O., Perillo, G.M.E., Marcovecchio, J.E., 2011. Influence of flooding and vegetation on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in the pore water of a *Spartina alterniflora* salt marsh. *Journal of Environmental Sciences* 23 (2): 212-221
- Negrin, V.L., de Villalobos, A.E., González Trilla, G., Botté, S.E. y Marcovecchio, J. E. Above and belowground biomass and nutrient pools of *Spartina alterniflora* (smooth cordgrass) in a South American salt marsh. Enviado para su revisión a "Estuaries and Coasts"
- Nicora, E.G., Rugolo de Agrasar, Z.E., 1987. Los géneros de gramíneas de América Austral. Argentina, Chile, Uruguay y áreas limítrofes de Bolivia, Paraguay y Brasil. Hemisferio Sur, S.A., Buenos Aires, 611 pp.
- Nieva, F.J.J., Figueroa, M.E., 1997. Patrón de recuperación tras fuego en una marisma de *Spartina densiflora* Brong. Resúmenes de VII Congreso Latino-Americano sobre Ciencias do Mar. Vol. II. Santos-SP, Brasil, 213-214
- Nieva F., Díaz-Espejo A., Castellanos, E., Figueroa, M., 2001. Field Variability of Invading Populations of *Spartina densiflora* Brong in Different Habitats of the Odiel Marshes (SW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 515-527
- Nieva, F.J., Castellanos, E.M., Figueroa, M.E., 2002. Distribución peninsular y hábitats ocupados por el neofito sudamericano *Spartina densiflora* Brong. (Gramineae). En: Panareda, J.M., Pinto, J. (eds.), *Temas en Biogeografía*, Aster, Terrassa, pp. 379-386
- Odum, E.P., 2000. Tidal marshes as outwelling/pulsing systems. En: Weinstein, M., Kreeger, D.A. (eds.), *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishing, pp. 3-7
- Palomo, L., Niell, F.X., 2009. Primary production and nutrient budgets of *Sarcocornia perennis* ssp. *alpini* (Lag.) Castroviejo in the salt marsh of the Palmones River estuary (Southern Spain). *Aquatic Botany* 91: 130-136
- Peixoto, A.R., Costa, C.S.B., 2004. Produção primária líquida aérea de *Spartina densiflora* Brong. (Poaceae) no estuário da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 59: 27-34

- Peláez, M.R., Mazzon, C., Pratolongo, P., 2009. Patrones de zonación de la vegetación y distribución de la biomasa a lo largo de dos gradientes de elevación en la zona intermareal del estuario de Bahía Blanca. En: Cazzaniga, N.J., Arelovich, H.M. (eds.), *Ambientes y recursos naturales del Sudoeste Bonaerense: producción, contaminación y conservación*, EdiUNS, 341- 353
- Pennings, S.C., Bertness, M.D., 2001. Salt marsh communities. En: Bertness, M.D., Hay, M.E., Gaines, S.D. (eds.), *Marine community ecology*, Sinauer Associates, 289-316
- Perillo, G.M.E., Iribarne, O.O., 2003. Processes of tidal channel development in salt and freshwater marshes. *Earth Surface Processes and Landforms* 28: 1473–1482
- Piccolo, M.C., 2008. Climatological features of the Bahia Blanca Estuary. En: Neves, R., Baretta, J., Mateus, M. (eds.), *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America, Part C: From shallow water to the deep fjord: the study sites*, IST Press, pp. 231-239
- Pratolongo, P., Kirby, J.R., Plater, A., Brinson, M.M., 2009. Temperate coastal wetlands: morphology, sediment processes, and plant communities. En: Perillo, G.M.E., Wolanski, E., Cahoon, D.R., Brison, M.M. (eds.), *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach* (1ra. ed.), Elsevier, 89-118
- Reidenbaugh, T., 1983. Productivity of cordgrass, *Spartina alterniflora*, estimated from live standing crops, mortality, and leaf shedding in a Virginia salt marsh. *Estuaries* 6 (1): 57-65
- Roman, C.T., Daiber, F.C., 1984. Aboveground and belowground primary production dynamics of two Delaware Bay tidal marshes. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 111(1): 34-41
- Saluso, J. 2007. El Niño 2006-2007 Nuevo Record. http://www.inta.gov.ar/parana/info/documentos/meteorologia/articulos/90716_070620_nino.htm. Accessed 12 Sep 2008.
- Scarton, F., Day, J., Rismondo, A., 2002. Primary production and decomposition of *Sarcocornia fruticosa* (L.) Scott and *Phragmites australis* Trin. Ex Steudel in the Po Delta, Italy. *Estuaries* 25 (3): 325-336
- Shew, D.M., Linthurst, R.A., Seneca, E.D., 1981. Comparison of production methods in southeastern North Carolina *Spartina alterniflora* salt marsh. *Estuaries* 4: 97-109
- Schubauer, J.P., Hopkinson, C.S., 1984. Above-and belowground emergent macrophyte production and turnover in a coastal marsh ecosystem, Georgia. *Limnology and Oceanography* 29: 1052-1065
- Silva, C.P., Pereira, C.M., Dornelles, L.P., 1993. Espécies de gramíneas e crescimento de *Spartina densiflora*, Brong. em uma marisma da laguna dos Patos, RS, Brasil. *Caderno de Pesquisa, Série Botânica* 5: 95-108
- Smalley, A.E., 1959. The Role of Two Invertebrate Populations, *Littorina irrorata* and *Orchelimum fidicinum* in the Energy Flow of a Salt Marsh Ecosystem. Tesis doctoral, University of Georgia, Athens, EEUU.
- Smith, K.I., Good, R.E. y Good, N.E., 1979. Production dynamics for above and below ground components of a New Jersey *Spartina alterniflora* tidal marsh. *Estuarine Coastal Marine Science* 9: 189-201
- Sousa, A.L., Lillebø, A.I., Caçador, I., Pardal, M.Â., 2008. Contribution of *Spartina maritima* to the reduction of eutrophication in estuarine systems. *Environmental Pollution* 156 (3): 628-635
- Sundby, B., 2006. Transient state diagenesis in continental margin muds. *Marine Chemistry* 102: 2-12
- Taylor, D.I., Allanson, B.R. 1995. Organic carbon fluxes between a high marsh and estuary, and the inapplicability of the outwelling hypothesis. *Marine Ecology Progress Series* 120: 263-270
- Tobias, C., Neubauer, S.C., 2009. Salt marsh biogeochemistry – an overview. En: Perillo, G.M.E., Wolanski, E., Cahoon, D.R., Brison, M.M. (eds.), *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach* (1ra. ed.), Elsevier, pp. 445-492
- Turner, R.E., 1976. Geographic variations in salt marsh macrophyte production: a review. *Contributions in Marine Science, University of Texas* 20: 47-68
- Turner, R.E., Swenson, E.M., Milan, C.S., Lee, J.M., Oswald, T.A., 2004. Below-ground biomass in healthy and impaired salt marshes. *Ecological Research* 19: 29–35
- Valiela, I., Teal, J.M., Sass, W.J., 1975. Production and dynamics of salt marsh vegetation and the effects of experimental treatment with sewage sludge. *Journal of Applied Ecology* 12: 973-252
- Valiela, I., Teal, J.M. y Persson, N.Y., 1976. Production and dynamics of experimentally enriched salt marsh vegetation: belowground biomass. *Limnology and Oceanography* 21: 245-252
- Vera, F., Gutiérrez, J., Ribeiro, P., 2009. Aerial and detritus production of the cordgrass *Spartina densiflora* in a southwestern Atlantic salt marsh. *Botany* 87(5): 482-491
- Vicari, R.L., Fischer, S., Madanes, N., Bonaventura, S.M., Pancotto, V., 2002. Tiller population dynamics and production on *Spartina densiflora* (Brong) on the floodplain of the Parana River, Argentina. *Wetlands* 22: 347–354

- Wan, S., Qin, P., Liu, J., Zhou, H., 2009. The positive and negative effects of exotic *Spartina alterniflora* in China. *Ecological Engineering* 35: 444–452
- Wiegert, R.G., Evans, F.C., 1964. Primary production and the disappearance of dead vegetation on an old field in southeastern Michigan. *Ecology* 45: 49-62
- Wiegert, R.G., McGinnis, J.T., 1975. Annual production and disappearance of detritus on three South Carolina old fields. *Ecology* 56: 129-140

CAPÍTULO 9

ESTUARIOS: ¿AMBIENTES ADECUADOS PARA REALIZAR ESTUDIOS DE CONTAMINACIÓN...?

Jorge E. Marcovecchio, Rubén Hugo Freije y Alfonso Vázquez Botello

Los estuarios son un excelente ejemplo de las complejas interacciones que normalmente se producen en ambientes costeros. Un gran número de factores interactúan simultáneamente, haciendo más difícil la predicción exacta de los procesos que los caracterizan, aún los más simples (Perillo, 1995). La gran diferencia con otros tipos de ambientes costeros es que esta interacción tiene lugar dentro del espacio restringido dado por el valle del estuario. Por lo tanto, la geomorfología local se convierte en un factor dominante. A manera de ejemplo, la propagación de la marea se ve afectada por la geomorfología y la acción del viento, lo que resulta en modificaciones de la simetría de la curva de onda, duración y la dirección de las corrientes de marea y la mezcla de las aguas. De manera concomitante, las correspondientes distribuciones de sedimentos, nutrientes y contaminantes son continuamente cambiantes, desarrollando zonas de concentración (por ejemplo, de turbidez máxima) o modificando el tiempo de residencia de las mencionadas sustancias (Perillo *et al.*, 2009). Tal y como describieron estos autores, los mencionados procesos también controlan de las condiciones de vida y evolución de la biota que emplea el estuario para una parte o la totalidad de su vida. Sin embargo, la flora y la fauna que se desarrollan en un estuario están bien adaptados a esa drástica variabilidad (por ejemplo, cambios en la salinidad, períodos secos / húmedos, dirección de las corrientes de marea, etc), pero sufren significativamente los cambios artificiales que son inducidos por la siempre creciente actividad humana, en y alrededor de los estuarios, o incluso a cientos o miles de kilómetros tierra adentro. Las estructuras artificiales (por ejemplo, puertos, embarcaderos), dragado de canales de navegación (incluida la eliminación de material) o construcción de represas en el río son sólo ejemplos de las condiciones físicas que tienen un gran impacto en la comunidad biológica. También hay que considerar el impacto adicional que produce la entrada de contaminantes y las correspondientes cargas de nutrientes y fertilizantes (Perillo *et al.*, 2009).

Tal y como se ha referido previamente, los estuarios son importantes corredores para el intercambio de masa entre las cuencas hidrográficas continentales y el mar. Así, y teniendo en claro que estos sistemas son la interfaz donde la tierra y el mar interactúan, los estuarios han sido el foco de la investigación científica en las últimas décadas (Muxika *et al.*, 2005; Sarkar *et al.*, 2007; White y Wolanski, 2008; Wolanski *et al.*, 2008; Wolf *et al.*, 2009). A manera de ejemplo, la salud de muchos estuarios impactados por actividades antropogénicas fue evaluada utilizando bioindicadores u otros índices ecológicos (por ejemplo, Carrasco *et al.*, 2007; Domingos *et al.*, 2007; Carollo *et al.*, 2009; Hagger *et al.*, 2009).

Los requisitos principales para que un ecosistema estuarial sea considerado saludable es que sea estable y sostenible, y con una fuerte resistividad a presiones externas adversas. Además, los ecosistemas saludables deben también cumplir con los requisitos apropiados para las comunidades circundantes. Por desgracia, los ecosistemas estuariales ubicados río abajo (en el extremo de la cuenca hidrográfica), con frecuencia sufren un significativo efecto de degradación debido a desarrollos generados aguas arriba, así como a la contaminación del agua de la cuenca asociada. Por lo tanto, es importante que las causas

de tales degradaciones sean diagnosticadas y entendidas cabalmente, para poder tomar medidas adecuadas para proteger y restaurar la salud de los ecosistemas estuarios (Meng y Liu, 2010).

Para considerar adecuadamente el tema en cuestión, es conveniente recordar la definición científica de Contaminación Marina: es la introducción -por acción del hombre - de cualquier sustancia o energía en el medio marino (incluidos los estuarios) que produzca (o pueda producir) efectos nocivos, tales como daños a los recursos vivos y a la vida marina, peligros para la salud humana, obstaculización de las actividades marítimas incluida la pesca y otros usos legítimos del mar, deterioro de la calidad del agua de mar para su utilización y menoscabo de los lugares de esparcimiento (GESAMP, 2011). Así, resulta muy importante tener presente esta definición y aplicarla plenamente, teniendo siempre presente que la sola presencia de una sustancia potencialmente tóxica en un sistema natural no determina la existencia de contaminación, sino que resulta imprescindible la ocurrencia de efectos nocivos (Bellas *et al.*, 2011).

Al igual que cualquier otro sistema natural, los ecosistemas costeros y estuarios son complejos y dinámicos en términos de sus especies, estructura y funcionamiento. La capacidad de recuperación de los diferentes tipos de ecosistemas costeros frente al cambio estructural depende de la complejidad de sus relaciones tróficas diferentes dentro de la cadena alimenticia local, la conectividad entre hábitats y las unidades de mayor complejidad del sistema, y las estrategias ecológicas y biológicas de las especies que los habitan (Zonta *et al.*, 2007). En este contexto, las perturbaciones naturales juegan un papel significativo en el mantenimiento de la heterogeneidad espacio-temporal en los ecosistemas, y de la generación de fluctuaciones locales rápidas, que pueden impedir que el sistema alcance el estado estacionario (Scheffer *et al.*, 2003), o estimular retrocesos en las condiciones ecológicas de sucesión, manteniendo así un cierto nivel de “inmadurez” en el ecosistema (Margalef, 1997).

Las aguas de transición (TW), incluyendo parte de las aguas costeras, estuarios, lagunas costeras y salobres continentales tienen una dificultad extra, cual es el estar naturalmente impactadas debido a que están expuestas a frecuentes perturbaciones ambientales y fuerte variabilidad espacio-temporal que provoca fluctuaciones en sus condiciones (Kjerfve, 1994). La medición y control de esos cambios, y la correspondiente gestión ambiental en los estuarios y lagunas es una tarea compleja que debe tener en cuenta no sólo al sistema ecológico sino también al económico, tal y como se representa en la **Fig. 1**. Hay que tener en cuenta que algunos de los aspectos más trascendentes de estas aguas de transición son la consideración de su geomorfología ambiental y de su heterogeneidad biológica. En este sentido vale recordar que la mayoría de los indicadores que se emplean para esto suelen medir el grado de estructura del conjunto dado, pero no integran esa estructura con sus correspondientes funciones (de Jonge, 2007). Por este motivo, en general estos indicadores son incapaces de diferenciar entre las fuentes humanas del estrés y las fuentes naturales de variabilidad y fluctuación (Zonta *et al.*, 2007).

EL SISTEMA INTEGRAL

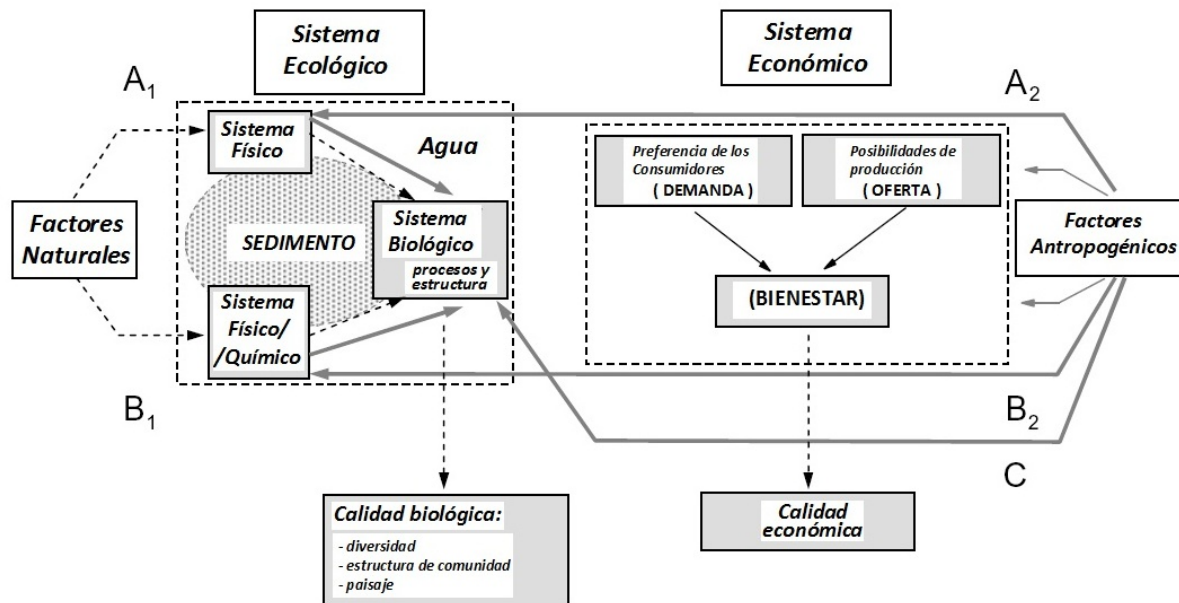


Fig. 1 : Diagrama que representa un Sistema Natural Integral. Se indican las *influencias naturales* (líneas cortadas) y las *antropogénicas* (líneas llenas). **A₁** y **A₂** : influencias naturales y/o antropogénicas sobre el Sistema Físico. **B₁** y **B₂**: *Idem* sobre el Sistema Físico-Químico. **C**: efectos humanos directos sobre el Sistema Biológico. (adaptado de de Jonge *et al.*, 2003)

El status ecológico de un cuerpo de agua debe ser evaluado utilizando indicadores biológicos y ecológicos (estos últimos más integrales). El último requisito implica una buena comprensión de los mecanismos y procesos que intervienen en el funcionamiento, desarrollo y el deterioro de los ecosistemas, los pasos y la secuencia de la sucesión ecológica, y las condiciones ambientales necesarias para la recuperación. Esto no es, sin embargo, una tarea fácil, ya que los desechos industriales, agrícolas y urbanos, dragados, y modificaciones en el sistema de reasignación de usos de suelos -entre otros- han producido problemas de contaminación y eutrofización, y han afectado a la composición y distribución de especies y el funcionamiento del sistema (Scheffer *et al.*, 2003 ; Atkins *et al.*, 2007).

El aporte de materia orgánica partir de fuentes externas constituye una de las mayores amenazas que afectan a los ecosistemas costeros. La presencia de grandes cantidades de materia orgánica en los sedimentos costeros produce típicamente el agotamiento del oxígeno, seguido por la producción de sulfuro por bacterias reductoras de sulfatos. El conocimiento detallado del funcionamiento local del ciclo del azufre en la reducción de sulfato en sedimentos, y reacciones de fermentación producidas en el sedimento por el metabolismo de los microorganismos anaerobios puede ayudar a prevenir los riesgos propios de procesos como los dragados de canales con sedimentos contaminados, como ocurre en muchas lagunas costeras y estuarios (Zaggia *et al.*, 2007).

No sólo las actividades humanas directas son responsables de estas acciones previamente mencionadas, ya que -por ejemplo- los cambios climáticos que conllevan aumento de lluvias torrenciales y escorrentías asociadas, pueden estimular la movilización de contaminantes antiguos retenidos en los sedimentos. De la misma manera, eventos extremos de inundaciones de ríos en regiones mineras pueden generar una considerable contribución al ingreso de Hg adsorbido en partículas hacia la zona costera y sistemas

lagunares (Covelli *et al.*, 2007).

Muchas evaluaciones ecotoxicológicas, basadas en las Directrices Internacionales de Calidad de Sedimentos (SQG) y en los índices mSQGq (mean Sediment Quality Guideline quotients), han señalado mediano riesgo ecológicos para los organismos marinos en las zonas costeras, a pesar de -por ejemplo- las concentraciones extremas de PCBs encontradas (Cardellicchio *et al.*, 2007). Esto demuestra que la concentración total de metales u otros contaminantes no es suficiente para evaluar su impacto ambiental, y que es necesario estimar la fracción biodisponible. La biodisponibilidad se define como la cantidad de metal que se pueden intercambiar con los organismos, y ser incorporada en su estructura, y depende de la asociación de los elementos con partículas, su fuerza vinculante, y propiedades del agua tales como el pH, el potencial redox y la salinidad, así como de las especies disueltas de contaminantes que están en contacto con la fase sólida (Marmolejo-Rodríguez *et al.*, 2007).

La heterogeneidad espacial de las aguas transicionales puede ser alta, y enmascarar la relación entre los niveles de químicos y su impacto ecológico. La variabilidad temporal puede presentar una superposición con las tendencias que se observan en la distribución de contaminantes. Por lo tanto, es necesario tener en cuenta las escalas de variabilidad espacio-temporal para el diseño de estrategias de muestreo dirigidas a evaluar el impacto de esos compuestos sobre la salud humana (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007). Además, cambios en la morfología y las condiciones hidráulicas de la laguna o el estuario pueden modificar los efectos espaciales de la contaminación. Mientras que las partículas más finas gobiernan la distribución de la mayoría de los contaminantes, algunas obras artificiales (como la construcción de canales de navegación) puede actuar como un límite, inhibiendo el transporte de contaminantes por las corrientes y/o la marea desde las zonas industriales hacia otras partes de una laguna o estuario; esto haría que las principales fuentes de contaminantes pudieran no estar directamente vinculadas a las zonas de concentración industrial, sino a “nuevas” fuentes puntuales (Zonta *et al.*, 2007). Esto pone de relieve la necesidad de flexibilizar los diseños de sistemas de control y monitoreo, incluyendo la extensión de los conceptos de “monitoreo” a “vigilancia”, así como cambiar el enfoque de la “estación vigilada” a la de “área vigilada”, sin que esto involucre cambios significativos en aspectos de funcionamiento, y con influencia mínima sobre los costos (de Jonge *et al.*, 2006; de Jonge, 2007).

El aumento de la urbanización y de la utilización de las zonas costeras para actividades de recreación están acompañados por actividades tales como la reclamación/recuperación de tierras, dragado de canales de navegación, accesos y áreas de maniobras de zonas portuarias, el bombeo de sedimentos y la construcción de instalaciones complementarias de los puertos comerciales y/o deportivos. Consecuentemente, los efectos ambientales están aumentando continuamente.

Finalmente, deberán aplicarse grandes esfuerzos en la coordinación de la investigación, y en la discusión sobre la forma en que los procesos ecológicos atraviesan los funcionamientos y procesos que caracterizan toda la gama de cuerpos de agua, así como los gradientes ambientales superpuestos a ellos. Para poder alcanzar este objetivo hay una necesidad urgente de coordinación entre los responsables políticos, servicios gubernamentales y científicos en la preparación de diseños muestrales que permitan el seguimiento del estado ecológico de los cuerpos de agua, interpretación de datos y el desarrollo de conceptos adecuados para la modelización de ecosistemas. Las herramientas correspondientes deben ser diseñadas para juzgar la calidad de los ecosistemas y para poner a prueba tanto las hipótesis planteadas como las modernas teorías ecológicas

involucradas en el análisis. Al mismo tiempo, la perspectiva obtenida a través del monitoreo del conjunto de los datos extendidos derivado de las “áreas vigiladas” permitirá una calibración adecuada y la validación de los modelos de ecosistemas dinámicos, algo que hasta el momento no ha sido posible sobre una base rutinaria e integrada (de Jonge, 2007).

En este tipo de programas de evaluación, la importancia ecológica, económica y recreativa de los estuarios, así como el rango de presiones antropogénicas que amenazan su condición y función, han sido claramente documentados en numerosos estudios en todo el mundo (por ejemplo, Jackson *et al.*, 2001; Mclusky y Elliott, 2004; Kemp *et al.*, 2005). Estos estudios hacen hincapié en que tanto los ecólogos estuariales como los administradores de recursos necesitan: (i) un buen conocimiento de las características ambientales de los sistemas bajo estudio o sometidos a su jurisdicción; (ii) los datos cuantitativos sobre los conjuntos flori-faunísticos de aquellos sistemas, considerando las escalas espaciales y temporales; (iii) la capacidad de predecir de modo confiable las especies que puedan ocupar cualquier sitio de los estuarios; y, (iv) una comprensión acabada de las consecuencias ecológicas del cambio ambiental (Valesini *et al.*, 2010).

Otro criterio importante, sorprendentemente inexplorado en muchos de los esquemas de clasificación y caracterización de hábitats costeros y/o estuariales, es la demostración estadística que las características ambientales de los hábitats derivados son significativamente diferentes o han sido significativamente modificados (por ejemplo, como lo informado por Valesini *et al.*, 2003), en lugar de asumir que lo sea. En ese sentido vale la pena destacar algunos esfuerzos internacionales que ha avanzado en tal dirección. Entre ellos, la estrategia de estudio propuesta por el Commonwealth of Australia (2002) para generar un esquema de clasificación y caracterización de la estructura y procesos funcionales de estuarios australianos es un excelente ejemplo a seguir.

A manera de síntesis, la literatura internacional presenta numerosos trabajos en los que se presentan informaciones sobre la presencia, concentraciones y distribución de distintos grupos de contaminantes en ambientes estuariales, y sus componentes abióticos y biológicos. Entre ellos se pueden mencionar estudios sobre metales traza (por ej.: Cundy *et al.*, 2003; Botté *et al.*, 2008, 2010; Beltrame *et al.*, 2009; Rainbow *et al.*, 2011), hidrocarburos totales (por ej.: Bidleman *et al.*, 1990; González-Losano *et al.*, 2010; Danion *et al.*, 2011), hidrocarburos aromáticos policíclicos (por ej.: Arias *et al.*, 2010.a, b; Dissanayake *et al.*, 2011; Liu *et al.*, 2012), plaguicidas (por ej.: Robledo-Marenco *et al.*, 2006; Schnitzler *et al.*, 2011; Arias *et al.*, 2011), compuestos orgánicos de estaño (por ej.: Morgan *et al.*, 1998; Moscardi dos Santos *et al.*, 2010; Delucchi *et al.*, 2007, 2011; Yi *et al.*, 2012), bifenilos policlorados (PCBs), dioxinas (TCDDs) y furanos (TCDFs) (por ej.: Tyler *et al.*, 1994; Hurst *et al.*, 2004; Monteiro *et al.*, 2007; Burgess *et al.*, 2009; Freitag *et al.*, 2012; Arias *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2012), entre otros compuestos. Esto, junto con los análisis previamente comentados, indica que estos ambientes resultan sumamente adecuados como para llevar adelante estudios de contaminación. Simultáneamente, el intenso uso que hace la sociedad humana de los estuarios determina la importancia de esas evaluaciones. Precisamente, en los capítulos que se desarrollan a continuación se analiza más profundamente esta temática.

REFERENCIAS

- Arias A.H., Marcovecchio J.E., Freije R.H., Ponce-Vélez G., Vázquez-Botello A. 2010a. Impacto ecotoxicológico y potencial carcinogénico de PAHs en sedimentos del estuario de Bahía Blanca, Argentina. *Hidrobiológica*, 20: 41-55.

- Arias A.H., Vázquez-Botello A., Tombesi N.B., Ponce-Vélez G., Freije R.H., Marcovecchio J.E. 2010.b. Presence, distribution and origins of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in sediments from Bahía Blanca estuary, Argentina. *Env. Monit. Ass.* 160: 301-314.
- Arias A.H., Pereyra M.T., Marcovecchio J.E. 2011. Multi-year monitoring of estuarine sediments as ultimate sink for DDT, HCHs and other organochlorinated pesticides in Argentina. *Env. Monit. Ass.* 172: 17-32.
- Arias A.H., Vázquez-Botello A., Díaz-González G., Marcovecchio J.E. 2012. Preliminary evidence of aquatic and atmospheric PCB's inputs at the Bahía Blanca estuary, Argentina. *En: II Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie: Compilado de trabajos extendidos*. Marcovecchio, Freije (eds) EdiUNS. Bahía Blanca (Argentina), pp. 214-218.
- Atkins J.P., Burdon D., Allen J.H. 2007. An application of contingent valuation and decision tree analysis to water quality improvements. *Mar. Poll. Bull.* 55: 591-602.
- Bellas J., Nieto O., Beiras R. 2011. Integrative assessment of coastal pollution: Development and evaluation of sediment quality criteria from chemical contamination and ecotoxicological data. *Cont. Shelf Res.* 31: 448-456.
- Beltrame M.O., De Marco S.G., Marcovecchio J.E. 2009. Dissolved and particulate heavy metals distribution in coastal lagoons. A case study from Mar Chiquita Lagoon, Argentina. *Est. Coast. Shelf Sci.* 85: 45-56.
- Bidleman T.F., Castleberry A.A., Foreman W.T., Zaranski M.T., Wall D.W. 1990. Petroleum hydrocarbons in the surface water of two estuaries in the Southeastern United States. *Est. Coast. Shelf Sci.* 30: 91-109.
- Botté S.E., Freije H., Marcovecchio J.E. 2008. Dissolved heavy metal (Cd, Pb, Cr, Ni) concentrations in surface water and porewater from Bahía Blanca estuary tidal flats. *Bull. Env. Cont. Toxicol.* 79: 415-421.
- Botté S.E., Freije R.H., Marcovecchio J.E. 2010. Distribution of several heavy metals in tidal flats sediments within Bahía Blanca Estuary (Argentina). *Wat. Air Soil Poll.* 210: 371-388.
- Burgess R.M., Terletskaia A.V., Milyukin M.V., Povolotskii M., Demchenko V.Y., Bogoslavskaya T.A., Topkin Y.V., Vorobyova T.V., Petrov A.N., Lyashenko A., Ho K.T. 2009. Concentration and distribution of hydrophobic organic contaminants and metals in the estuaries of Ukraine. *Mar. Poll. Bull.* 58: 1103-1115.
- Cardellicchio N., Buccolieri A., Giandomenico S., Lopez L., Pizzulli F., Spada L. 2007. Organic pollutants (PAHs, PCBs) in sediments from the Mar Piccolo in Taranto (Ionian Sea, Southern Italy). *Mar. Poll. Bull.* 55: 451-458.
- Carollo C., Reed D.J., Ogden J.C., Palandro D. 2009. The importance of data discovery and management in advancing ecosystem-based management. *Mar. Policy* 33: 651-653.
- Carrasco N.K., Perissinotto R., Miranda N.A.F. 2007. Effects of silt loading on the feeding and mortality of mysid *Mesopodopsis africana* in the St. Lucia Estuary, South Africa. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.* 352: 152-164.
- Commonwealth of Australia. 2002. Australian Catchment, River and Estuary Assessment. Vols. 1 and 2. *Nat. Land and Wat. Res. Audit*, Australian Capital Territory.
http://www.anra.gov.au/topics/coasts/pubs/estuary_assessment/est_ass_catchment.html.
- Covelli S., Piani R., Acquavita A., Predonzani S., Faganeli J. 2007. Transport and dispersion of particulate Hg associated with a river plume in coastal Northern Adriatic environments. *Mar. Poll. Bull.* 55: 436-450.
- Cundy A.B., Croudace I.W., Cearreta A., Irabien M.A. 2003. Reconstructing historical trends in metal input in heavily-disturbed, contaminated estuaries: studies from Bilbao, Southampton Water and Sicily. *Appl. Geochem.* 18: 311-325.
- Danion M., Le Floch S., Kanan R., Lamour F., Quentel C. 2011. Effects of in vivo chronic hydrocarbons pollution on sanitary status and immune system in sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.). *Aq. Toxicol.* 105: 300-311.
- de Jonge V.N. 2007. Toward the application of ecological concepts in EU coastal water management. *Mar. Poll. Bull.* 55: 407-414.
- de Jonge V.N., Kolkman M.J., Ruijgrok E.C.M., de Vries M.B. 2003. The need for new paradigms in integrated socio-economic and ecological coastal policy making. *En: Proc. 10th Int. Wadden Sea Symp.* Min. Agric. Nature Manag. Fisheries, Dep. North, Groningen. Holanda. pp. 247-270.
- de Jonge V.N., Elliott M., Brauer V.S. 2006. Marine monitoring: its shortcomings and mismatch with the EU Water Framework Directive's objectives. *Mar. Poll. Bull.* 53: 5-19.

- Delucchi F., Tombesi N.B., Freije R.H., Marcovecchio J.E. 2007. Butyltin Compounds in sediments of the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Env. Monit. Ass.* 132: 445-451.
- Delucchi F., Narvarte M., Amin O.A., Tombesi N.B., Freije R.H., Marcovecchio J.E. 2011. Organotin compounds in sediments of three coastal environments from the Patagonian shore, Argentina. *Int. J. Env. Waste Manag.* 8: 3-17.
- Dissanayake A., Galloway T.S., Jones M.B. 2011. Seasonal differences in the physiology of *Carcinus maenas* (Crustacea: Decapoda) from estuaries with varying levels of anthropogenic contamination. *Est. Coast. Shelf Sci.* 93: 320-327.
- Domingos F.X.V., Azevedo M., Silva M.D., Randi M.A.F., Freire C.A.H., Assis C.S., Ribeiro C.A.O. 2007. Multibiomarker assessment of three Brazilian estuaries using oysters as bioindicators. *Env. Res.* 105: 350-363.
- Freitag A., Sohn N., Hooper M., Rittschof D. 2012. The geography of mercury and PCBs in North Carolina's local seafood. *Mar. Poll. Bull.* 64: 1330-1338.
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). 2011. Rep. thirty-eighth session of GESAMP, Monaco. *Rep. Studies GESAMP* N°85, 118 pp.
- González-Lozano M.C., Méndez-Rodríguez L.C., Maeda-Martínez A.M., Murugan G., Vázquez-Botello, A. 2010. Evaluation of toxicity of polluted marine sediments from Bahía Salina Cruz, México. *J. Env, Sci, Health, Part A*: 45: 121-127.
- Hagger J.A., Galloway T.S., Langston W.J., Jones M.B. 2009. Application of biomarkers to assess the condition of European Marine Sites. *Env. Poll.* 157: 2003-10.
- Hurst M.K., Balaam J., Chan-Man Y.L., Thain J.E., Thomas K.V. 2004. Determination of dioxin and dioxin-like compounds in sediments from UK estuaries using a bio-analytical approach: chemical-activated luciferase expression (CALUX) assay. *Mar. Poll. Bull.* 49: 648-658.
- Jackson J.B.C., Kirby M.X., Berger W.H., Bjorndal K.A., Botsford L.W., Bourque B.J., Bradbury R.H., Cooke R., Erlandson J., Estes J.A., Hughes T.P., Kidwell S., Lange C.B., Lenihan H.S., Pandolfi J.M., Peterson C.H., Steneck R.S., Tegner M.J., Warner R.R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638.
- Kemp W.M., Boynton W.R., Adolf J.E., Boesch D.F., Boicourt W.C., Brush G., Cornwell J.C., Fisher T.R., Glibert P.M., Hagy J.D., Harding L.W., Houde E.D., Kimmel D.G., Miller W.D., Newell R.I.E., Roman M.R., Smith E.M., Stevenson J.C. 2005. Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 303: 1-29.
- Kjerfve B. 1994. Coastal Lagoon Processes. Elsevier Sci. Publ. Amsterdam., 577 pp.
- Liu Y., Yu N., Li Z., Wei Y., Ma L., Zhao J. 2012. Sedimentary record of PAHs in the Liangtan River and its relation to socioeconomic development of Chongqing, SW China. *Chemosph.* 89: 893-899.
- Margalef R. 1997. Our biosphere. En: Kinne (Ed.), *Excellence in Ecology*, Book 10. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.
- Marmolejo-Rodríguez A.J., Cobelo-García A., Prego R., Meyer-Willerer A., Shumilin E. 2007. Total and labile metals in surface sediments of the tropical river-estuary system of Marabasco (Pacific coast of México): Influence of an iron mine. *Mar. Poll. Bull.* 55: 459-468.
- McLusky D.S., Elliott M. 2004. *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management*, Oxford University Press Inc., New York, 214 pp.
- Meng W., Liu L. 2010. On approaches of estuarine ecosystems health studies. *Est. Coast. Shelf Sci.* 86: 313-316.
- Monteiro M., Quintaneiro C., Nogueira A.J.A., Morgado F., Soares A.M.V.M., Guilhermino L. 2007. Impact of chemical exposure on the fish *Pomatoschistus microps* Krøyer (1838) in estuaries of the Portuguese Northwest coast. *Chemosph.* 66: 514-522.
- Morgan E., Murphy J., Lyons R. 1998. Imposex in *Nucella lapillus* from TBT Contamination in South and South-West Wales: A Continuing Problem around Ports. *Mar. Poll. Bull.* 36: 840-843.
- Moscardi dos Santos D., Sampaio Sant'Anna B., Corsino Sandron D., Cardoso de Souza S., Cristale J., Rodrigues de Marchi M.R., Turra A. 2010. Occurrence and behavior of butyltins in intertidal and shallow subtidal surface sediments of an estuarine beach under different sampling conditions. *Est. Coast. Shelf Sci.* 88 : 322-328.
- Muxika I., Borja A., Bonne W. 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecol. Indicators* 5: 19-31.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pérez-Ruzafa I.M., Barcala E., Hegazi M.I., Quispe J.I. 2007. Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Est. Coast. Shelf Sci.* 75: 175-188.

- Perillo G.M.E. 1995. *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*. Elsevier, Amsterdam, pp. 17–47.
- Perillo G.M.E., Pratolongo P.D., Carbone M.E., Piccolo M.C. 2009. Biological-Physical interactions in estuaries. *Est. Coast. Shelf Sci.* 85, v-vi.
- Rainbow P.S., Kriefman S., Smith B.D., Luoma S.N. 2011. Have the bioavailabilities of trace metals to a suite of biomonitors changed over three decades in SW England estuaries historically affected by mining? *Sci. Tot. Env.* 409: 1589–1602.
- Robledo-Marenco M.L., Vázquez-Botello A., Romero-Banuelos C.A., Díaz-González G. 2006. Presence of persistent organochlorine pesticides in estuaries of the subtropical Mexican Pacific. *Int. J. Env. Poll.* 26: 284-294.
- Sarkar S.K., Saha M., Takada H., Bhattacharya A., Mishra P., Bhattacharya B. 2007. Water quality management in the lower stretch of the river Ganges, east coast of India: an approach through environmental education. *J. Cleaner Prod.* 15: 1559–1567.
- Scheffer, M., Rinaldi, S., Huisman, J., Weissing, F.J. 2003. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. *Hydrobiologia* 491: 9–19.
- Schnitzler J.G., Thomé J.P., Lepage M., Das K. 2011. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and trace elements in wild European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) off European estuaries. *Sci. Tot. Env.* 409: 3680-86.
- Tyler A.O., Millward G.E., Jones P.H., Turner A. 1994. Polychlorinated Dibenzo-para-dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans in Sediments from U.K. Estuaries. *Est. Coast. Shelf Sci.* 39: 1–13.
- Valesini F.J., Clarke K.R., Eliot I., Potter I.C. 2003. A user-friendly quantitative approach to classifying nearshore marine habitats along a heterogeneous coast. *Est. Coast. Shelf Sci.* 57: 163–177.
- Valesini F.J., Hourston M., Wildsmith M.D., Coen N.J., Potter I.C. 2010. New quantitative approaches for classifying and predicting local-scale habitats in estuaries. *Est. Coast. Shelf Sci.* 86: 645–664.
- Wang J-Z., Liu L-Y., Zhang K., Liang B., Li G-L., Chen T-H. 2012. Halogenated organic contaminants (HOCs) in sediment from a highly eutrophicated lake, China: Occurrence, distribution and mass inventories. *Chemosphere* 89: 1003–08.
- White L., Wolanski E. 2008. Flow separation and vertical motions in a tidal flow interacting with a shallow-water island. *Est. Coast. Shelf Sci.* 77: 457–466.
- Wolanski E., Newton A., Rabalais N., Legrand C. 2008. Coastal zone management. *Encyclopedia of Ecology*: 630–637.
- Wolf B., Kiel E., Hagge A., Krieg H.J., Feld C.K. 2009. Using the salinity preferences of benthic macroinvertebrates to classify running waters in brackish marshes in Germany. *Ecol. Indicators* 9: 837–847.
- Yi A.X., Leung K.M.Y., Lam M.H.W., Lee J-S., Giesy J.P. 2012. Review of measured concentrations of triphenyltin compounds in marine ecosystems and meta-analysis of their risks to humans and the environment. *Chemosphere* 89: 1015–25.
- Zaggia L., Rosso J., Zonta R. 2007. Sulphate reduction in the sediment of the Venice canals (Italy). *Mar. Poll. Bull.* 55: 415–424.
- Zonta R., Guersoni S., Pérez-Rusafa A., de Jonge V.N. 2007. Measuring and managing changes in estuaries and lagoons: morphological and eco-toxicological aspects. *Mar. Poll. Bull.* 55: 403-406.

CAPÍTULO 10

CICLO DE METALES PESADOS

Sandra Botté, Jorge Marcovecchio, Melisa Fernández-Severini, Vanesa Negrin, María Victoria Panebianco, Pía Simonetti, Natalia Buzzi, Federico Delucchi.

INTRODUCCIÓN

De los 89 elementos de origen natural solamente 10 (oxígeno, silicio, hierro, aluminio, calcio, potasio, sodio, magnesio, titanio, e hidrógeno) representan más del 99% del peso de la corteza de la Tierra. Los otros 79 (incluyendo los gases inertes) se conocen como “elementos traza” (Navrátil y Minaoík, 2002). Para la clasificación moderna son aquellos cuyo contenido en la Tierra es aproximadamente 0,0001% o menos e incluso suele usarse como sinónimo del término metal pesado (Bashkin, 2002). En Geoquímica los elementos traza presentan una concentración en la corteza terrestre menor al 0,1% en peso (Navrátil y Minaoík, 2002). A pesar de su baja abundancia muchos elementos traza poseen implicancias substanciales a nivel químico y biológico en cualquier ecosistema acuático o terrestre natural; algunos son esenciales y requeridos como micro-nutrientes para la vida de las plantas, los animales o el Hombre (Soto-Jiménez, 2011; Bashkin, 2002); también tienen roles importantes en la economía, la ecología, la agricultura, la medicina, la toxicología, etc. (Navrátil y Minaoík, 2002).

El término “metal pesado” ha recibido muchas definiciones a lo largo del tiempo, basadas en diferentes criterios tales como: densidad (ej.: mayor a 4 g/cm³, otros mayor o igual a 5 g/cm³, etc.), número atómico (ej.: los que tienen número mayor a 20), peso atómico (aquellos metales con un peso atómico alto, ó con una alta masa atómica y que incluye particularmente a los metales de transición que son tóxicos y no pueden ser procesados por los organismos vivos), e incluso algunas propiedades químicas o la toxicidad. Existe una tendencia a asumir que los llamados “metales pesados” (denominándose así al grupo de metales y metaloides) y sus compuestos están asociados con la contaminación y tienen propiedades potencialmente tóxicas o ecotóxicas (Duffus, 2002). De acuerdo a un reporte técnico de la IUPAC (Unión Internacional de Química Pura y Aplicada) la clave para evaluar la toxicidad potencial de los elementos metálicos y sus compuestos es comprender la biodisponibilidad, la cual depende de los parámetros biológicos y de las propiedades fisicoquímicas de tales elementos, de sus iones y sus compuestos (Duffus, 2002). A la vez dependen de la estructura atómica de los elementos metálicos, que la Tabla Periódica describe sistemáticamente, por ello se propone una nueva clasificación basada en dicha tabla la cual debe reflejar lo que se entiende de las bases químicas de la toxicidad y así permitir predecir los efectos tóxicos de los metales en base a un fundamento científico (Duffus, 2002; Appenroth, 2010). En Oceanografía Química los metales pesados quedan incluidos entre los elementos traza dada sus concentraciones muy bajas en el agua natural. Desde el punto de vista biológico son conocidos como “oligoelementos”.

Los metales, componentes naturales de los ambientes (Prego y Cobelo-García, 2003) se encuentran usualmente a bajas concentraciones y por ende no causan efectos deletéreos serios sobre la salud humana (Zhou et al. 2008) ni sobre la biota en general. Incluso a muy bajas concentraciones o disponibilidad para los organismos vivos puede

indicar deficiencia de ciertos elementos traza con consecuencias negativas sobre la estructura y fisiología de los organismos.

Los metales pueden ser agrupados de diferentes maneras. Para nuestros fines prácticos en el presente capítulo se considerará la clasificación de Kennish (1998) y de Soto-Jiménez (2011), considerando las siguientes dos categorías:

-Metales de transición (ej. Cu, Co, Fe, Mn, Zn) incluyen aquellos elementos traza esenciales que se necesitan para realizar las funciones metabólicas vitales en los organismos, siendo requeridos a bajas concentraciones, aunque se convierten en tóxicos a altas concentraciones.

-Metaloides (semimetales) (Ag, As, Cd, Pb, Cr, Hg, Se, Sn) que incluyen los elementos traza no esenciales o no requeridos para las actividades metabólicas, es decir no tienen ninguna función biológica conocida, y que son tóxicos incluso a bajas concentraciones.

En las células vegetales los elementos micronutrientes (Cu, Fe, Co, Mg, Mo, Ni y Zn) cumplen funciones esenciales para la biosíntesis, formación de ácidos nucleicos, sustancias de crecimientos, clorofilas y metabolitos secundarios, carbohidratos y lípidos, como también para la resistencia al estrés (Appenroth, 2010). El Fe forma parte de la hemoglobina, mioglobina, ferritina y citocromo; el Cu se encuentra en pigmentos respiratorios como la hemocianina, en diferentes complejos enzimáticos como reductasas, fosfatasa; el Zn es parte de un gran número de enzimas; el Mn también presente en enzimas y además es requerido en el Fotosistema II (Soto-Jiménez, 2011).

De la misma manera pueden mencionarse metales no esenciales con efectos negativos: el Cd puede sustituir al Ca y al Zn, y también inhibe la respiración, la síntesis de ácidos nucleicos y proteínas; el Pb interfiere con la actividad de las metalotioneínas [proteínas ricas en cisteína, de bajo peso molecular con capacidad de unirse a metales tales como Cd, Cu y Zn (Van Den Broeck et al, 2010, Grennan, 2011)], el Hg inhibe la bomba Na-K-ATPasa y el transporte de aminoácidos, etc. (Soto-Jiménez, 2011).

La acumulación excesiva de metales traza en animales acuáticos puede causar toxicidad a diferentes niveles (Soto-Jiménez, 2011):

(1) alteraciones fisiológicas: En crustáceos, necrosis en hepatopáncreas, pérdida de la estructura regular del tejido branquial y gastrointestinal, atrofia muscular. En peces hipertrofia, hiperplasia, fusión de la segunda lamela branquial, hemorragia, congestión vascular, dislocación, deformidad de los arcos branquiales por exposición a altas concentraciones. En aves cambios estructurales y bioquímicos en el hígado. En grandes mamíferos hiperplasia fibromuscular de pulmón y fibrosis renal.

(2) celular: Respuesta inhibitoria de la bomba de Ca^{2+} provocando un aumento de este ión y activación de las fosfolipasas que hidrolizan a los fosfolípidos y generan estrés oxidativo y disminución de las actividades enzimáticas (ej. de la superóxido dismutasa (SOD)). La presencia de un elemento traza no esencial y de los radicales libres induce al daño y replicación del ADN, a la síntesis de ácidos nucleicos y daños a la cromatina nuclear.

(3) de conducta: Comportamientos anormales el respirar fuera del agua, reducción en la motilidad y nadado errático.

Origen de los metales en el medio acuático

Los metales ingresan al ambiente acuático (ríos, estuarios, mares y océanos) a partir de: Procesos Naturales o geogénicos (incluyendo la erosión y desgaste de rocas, lixiviado o lavado lento de suelos/rocas, sedimentación de unidades geológicas dentro de la cuenca, actividades volcánicas, emisiones hidrotermales del mar profundo, o incendios forestales); y Procesos Antropogénicos (derivados de actividades humanas como desarrollo y crecimiento de centros urbanos, actividades agrícolas-ganaderas, hundimiento de residuos, accidentes de navegación, minería, refinerías-actividades petroleras asociadas, fundición de minerales, galvanoplastia y otras operaciones industriales), que llegan por medio del transporte atmosférico, descargas de ríos, escorrentías difusas, o vertidos directos (Salomon y Förstner, 1984; Franca et al., 2005; Zhou et al., 2008; Du Laing et al., 2009b; Tijani et al., 2009; Viers et al. 2009; Bai et al. 2011).

Las rocas y los suelos son considerados la principal fuente natural de metales en el ambiente, metales están contenidos en la red cristalina mineral (litogénica) y pueden quedar libres por efecto de la meteorización (proceso sinérgico de desgaste mecánico y erosión química naturales). Cuanto menores sean los fragmentos mayor es la superficie disponible para el ataque químico y, cuanto más débiles sean las uniones de los elementos trazas de las rocas es más común que formen minerales (Salomon y Förstner, 1984).

Las actividades humanas son usualmente mayores en aguas estuarinas y costeras como también en las cuencas fluviales, particularmente en aquellas localizadas cerca de asentamientos urbanos y actividades industriales (Kennish, 1998; Prego y Cobelo-García, 2003; França et al., 2005; Reboreda y Caçador, 2007; Du Laing et al., 2009b; Duarte et al., 2010). Se considera a los ríos como el principal vehículo de transporte del material erodado desde los continentes hacia los océanos, que incluye metales pesados y otros constituyentes químicos. Los ríos transportan estos materiales en forma disuelta y como sólidos (suspendidos y como carga del sedimento del lecho). La distribución relativa de los elementos entre las fases soluto y partículas depende de la partición y movilidad de los componentes químicos (metales) durante el desgaste y el transporte (Ip et al., 2007). Los mecanismos de transporte dependerán de la naturaleza y concentración del mineral y de la presencia de ligandos orgánicos en la fase de disolución, y de la naturaleza y la cantidad de partículas minerales presentes (Viers et al., 2009) y cantidad de materia orgánicas presentes (Du Laing et al., 2009a). Los metales traza que están asociados con la materia orgánica son liberados durante el proceso de degradación de la misma (Martinez y Senior, 2001; Duarte et al., 2010).

La geoquímica de los metales pesados en los ecosistemas acuáticos es dominada por las reacciones químicas de solución, complejación, oxidación y reducción, y por los procesos de precipitación y remobilización (Botté et al., 2010). Sus propiedades ecotoxicológicas, especialmente su biodisponibilidad, cambian notablemente de acuerdo con el estado químico respectivo. Cuando los metales alcanzan la región de las mareas y/o del agua salobre quedan sujetos a cambios pronunciados por las condiciones hidrográficas y químicas del sistema. Las planicies de marea estuarinas se forman por la deposición periódica de los sedimentos particulados suspendidos que derivan de la entrada de los ríos durante los eventos de inundación. La acumulación de sólidos suspendidos, el incremento de material orgánico y de grano fino en los sedimentos, y la salinidad creciente, son los factores predominantes que afectan el estado geoquímico de los metales dentro del ambiente estuarino (Du Laing et al., 2009a). En particular la movilidad de los metales en los sedimentos

intermareales depende de: la frecuencia y duración de las inundaciones (Du Laing et al., 2007); el transporte advectivo desde el agua intersticial hacia la columna de agua durante la inundación (Santos-Echeandia et al., 2010), la descomposición de la hojarasca en las marismas (Du Laing et al., 2008a), las variaciones de salinidad (Du Laing et al., 2008b), la reducción de sulfato y de óxidos de Fe/Mn catalizada microbiológicamente, y la oxidación de Fe/Mn y de sulfuros; factores que están relacionados con la frecuencia y duración de las inundaciones y el nivel freático (Du Laing et al., 2009a). La especiación de los metales gobierna las interacciones con la materia particulada en suspensión y los sedimentos, determina la biodisponibilidad y/o toxicidad de los mismos para los organismos acuáticos, además de tener influencia en el ciclo de los metales a través de ambientes acuáticos como los estuarios y en particular, en la interfase agua-sedimentos en ambientes con diferentes potenciales redox (Martinez y Senior, 2001; Ip et al., 2007).

Ciclos Biogeoquímicos

Un ciclo biogeoquímico es una representación de la circulación de un elemento o compuesto químico a través de los diferentes compartimentos ambientales de la Tierra: litosfera (corteza terrestre), hidrosfera, atmósfera y biosfera. La circulación de los elementos es el resultado de diversas interacciones de la materia y la energía, y está propulsada por la radiación solar, las energías mecánica y química, y por la energía térmica terrestre.

Los metales son parte de los ciclos biogeoquímicos naturales y se mueven en la tierra a través del ciclo hidrológico (Salomons y Förstner, 1984). Circulan a través de todos los compartimentos con diferentes tiempos de residencia, pero los correspondientes a suelos y sedimentos varían entre cientos y millones de años, por lo que pueden considerarse como reservorios temporales o semi-permanentes, donde quedan retenidos hasta que vuelven a ser removilizados (Ip et al., 2007). Las diferentes actividades humanas influyen especialmente en los ciclos hidrológicos de los metales traza, ya que introducen elementos potencialmente tóxicos y/o en cantidades excesivamente altas (Salomons y Förstner, 1984; Prego y Cobelo-García, 2003). Los procesos antropogénicos afectan a los ciclos de dos maneras interrelacionadas: alteran la velocidad a la cual los metales son transportados entre diferentes reservorios y alteran la forma original en que son depositados (Benjamin y Honeyman, 1992). Se considera como muy importante la medición de los factores de transferencia de metales (concentración, acumulación, y eventualmente de magnificación) realizados en ecosistemas costeros tan complejos como los estuarios (Soto-Jiménez, 2011), ya que permiten obtener una imagen bastante real de la distribución de los metales y de las posibles alteraciones del ciclo natural de los mismos.

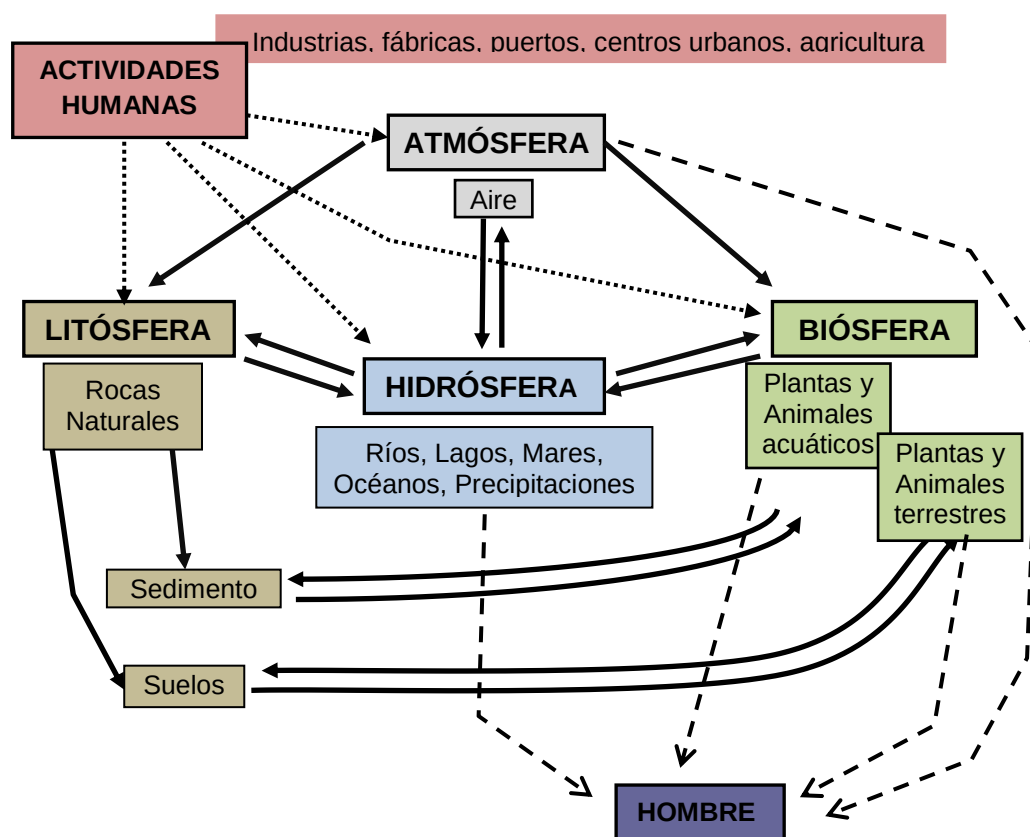


Figura 1: Esquema general del ciclo de un metal. Interrelación entre los compartimientos de la Tierra.

Un esquema general de un ciclo para un metal se presenta en la **Fig.1**. Las fases sólidas y líquidas que intervienen en el movimiento de los metales interactúan entre sí, y reciben a su vez la influencia de la atmósfera (Salomons y Förstner, 1984). Aunque algunos compuestos metálicos pueden estar fuertemente adsorbidos sobre las partículas suspendidas y los sedimentos, también son capaces de ser liberados hacia el medio acuático bajo condiciones adecuadas (Zhou et al. 2008). En los ambientes acuáticos los sedimentos representan el sumidero de múltiples fuentes contaminantes. Sin embargo, el dragado de sedimentos muy contaminados puede generar serios problemas ya sea en la gestión del manejo de residuos como en mantener la calidad del ambiente. Dicho proceso es en la actualidad muy frecuente en los puertos marítimos, donde se hace necesario mantener una profundidad adecuada para la navegación. Por otra parte, los contaminantes pueden no permanecer necesariamente inmovilizados en los sedimentos del dragado, y la remobilización de los metales pesados debido a la bioturbación y resuspensión constituye también un peligro potencial (Sprovieri et al., 2007). Valores bajos (negativos) de potencial redox (Eh) en los sedimentos es indicativo de condiciones anóxicas y de un ambiente altamente reductor, lo cual favorece la liberación de metales a partir de los óxidos de Fe y Mn (Kelderman y Osman, 2007), y por otra parte indica que no hay suficiente oxígeno para degradar la materia orgánica, en particular en los sedimentos asociados a las raíces de las plantas en las marismas (Santos-Echeandia et al., 2010)

Por ende, resulta importante mencionar que los metales en su recorrido desde los continentes hacia los sistemas marinos costeros y en última instancia hacia los océanos están sujetos a un gran número de procesos (variaciones en el pH, potencial redox,

aumento de la salinidad, adsorción/desorción) (Reboreda y Cacador, 2007), que pueden afectar la distribución de los metales entre las fases disueltas y particulada (Turner y Millward, 2002; Ip et al., 2007), entre estas fases con el agua intersticial (Botté et al., 2007; Santos-Echeandia et al., 2010) y con el sedimento (Kelderman y Osman, 2007), y entre todas ellas con la biota asociada (Zhou et al. 2008). Un punto importante es que los ciclos biogeoquímicos de varios metales traza son impulsados por procesos de oxido-reducción, como por ejemplo los ciclos del Cr, Cu, As y U, donde las reacciones redox afectan directamente su especiación química, su biodisponibilidad, su toxicidad y su movilidad en el medio ambiente. Otros elementos no son influenciados directamente por los procesos de oxido-reducción pero pueden estar indirectamente acoplados a las transformaciones redox de la materia orgánica natural y de las fases minerales, en particular oxi-hidróxidos de Fe y Mn, minerales de arcilla de Fe y sulfuros de Fe (Borch et al., 2010). Algunos metales pueden transformarse en compuestos metálicos persistentes con una elevada toxicidad, los cuales pueden ser bioacumulados en los organismos (Fisher y Hook, 2002), magnificados en las cadenas tróficas, y así convertirse en potenciales amenazas para la salud humana (Franca et al., 2005; Zhou et al. 2008). Los metales en el ambiente son estabilizados por asociación con átomos ricos en electrones. La fuerza de los enlaces químicos entre los átomos donadores de electrones más comunes y ambientalmente importantes son el oxígeno, el nitrógeno y el azufre y ellos controlan el ciclo geoquímico de los metales (Benjamín y Honeyman, 1992).

Circulación de metales en ecosistemas estuarios

Los estuarios son ambientes complejos y dinámicos (Ip et al., 2007), considerados únicos entre los sistemas acuáticos, que presentan cambios graduales en variables ambientales como la salinidad y variables biológicas, acoplados a un alto grado de turbidez lo que conduce a la deposición de fango en las zonas intermareales (Elliot y MacLusky, 2002). A la vez son ambientes seleccionados para el desarrollo y crecimiento de numerosas actividades humanas que generan en consecuencia aumento de la población (Prego-Cobelo-García, 2003), aumento de la demanda de alimentos, mayor uso de fertilizantes, incremento de fábricas e industrias, etc., lo que hacen que dichos sistemas se tornen sensibles a la contaminación por metales entre otras sustancias inorgánicas y orgánicas (Botté et al 2007, Marcovecchio et al, 2010).

Los principales responsables del ingreso de metales a los estuarios son la deposición atmosférica, los aportes fluviales (ríos, arroyos) y la descarga directa de efluentes, ya sea como metales disueltos o particulados (materia suspendida); y cuyos efectos iniciales se producen en la zona costera. Los metales traza disueltos pueden ser adsorbidos sobre óxidos metálicos (ej. óxidos de hierro o aluminio) o ser captados por los organismos (ingeridos con la dieta) (Borch et al, 2010). Como metales particulados, pueden depositarse a través de condiciones de anoxia en los sedimentos desde donde pueden ser liberados por disolución reductora, quedando entonces disponibles para la precipitación o el reciclaje (Benjamín y Honeyman 1992, Blasco et al. 2000). Numerosos estudios sobre el comportamiento de estos elementos químicos en estuarios muestran que los procesos, físicos, químicos, biológicos e hidrodinámicos que allí tienen lugar cumplen un papel fundamental y variable en relación con el flujo de metales desde la tierra hacia el mar (Martinez y Senior, 2001), como se puede apreciar en el diagrama de la **Fig. 2**.

Es aún tema de discusión saber con certeza cuán rápido los metales pueden acumularse en los organismos marinos o hasta dónde estas acumulaciones son reversibles. Es importante conocer como se transportan los compuestos químicos sintéticos, como se acumulan los elementos tóxicos en los sedimentos del fondo y como ingresan en las cadenas tróficas pudiendo terminar finalmente en el hombre (Benjamín y Honeyman, 1992).

Los metales, incluyendo aquellos que aparecen a niveles traza son componentes normales del agua de mar y son requeridos por la biota en cantidades muy pequeñas, sin embargo algunos de ellos reciben un particular interés considerando su fuerte toxicidad aún a concentraciones muy bajas (Hg, Pb, Cd) (Botté et al, 2007; Marcovecchio et al., 2007).

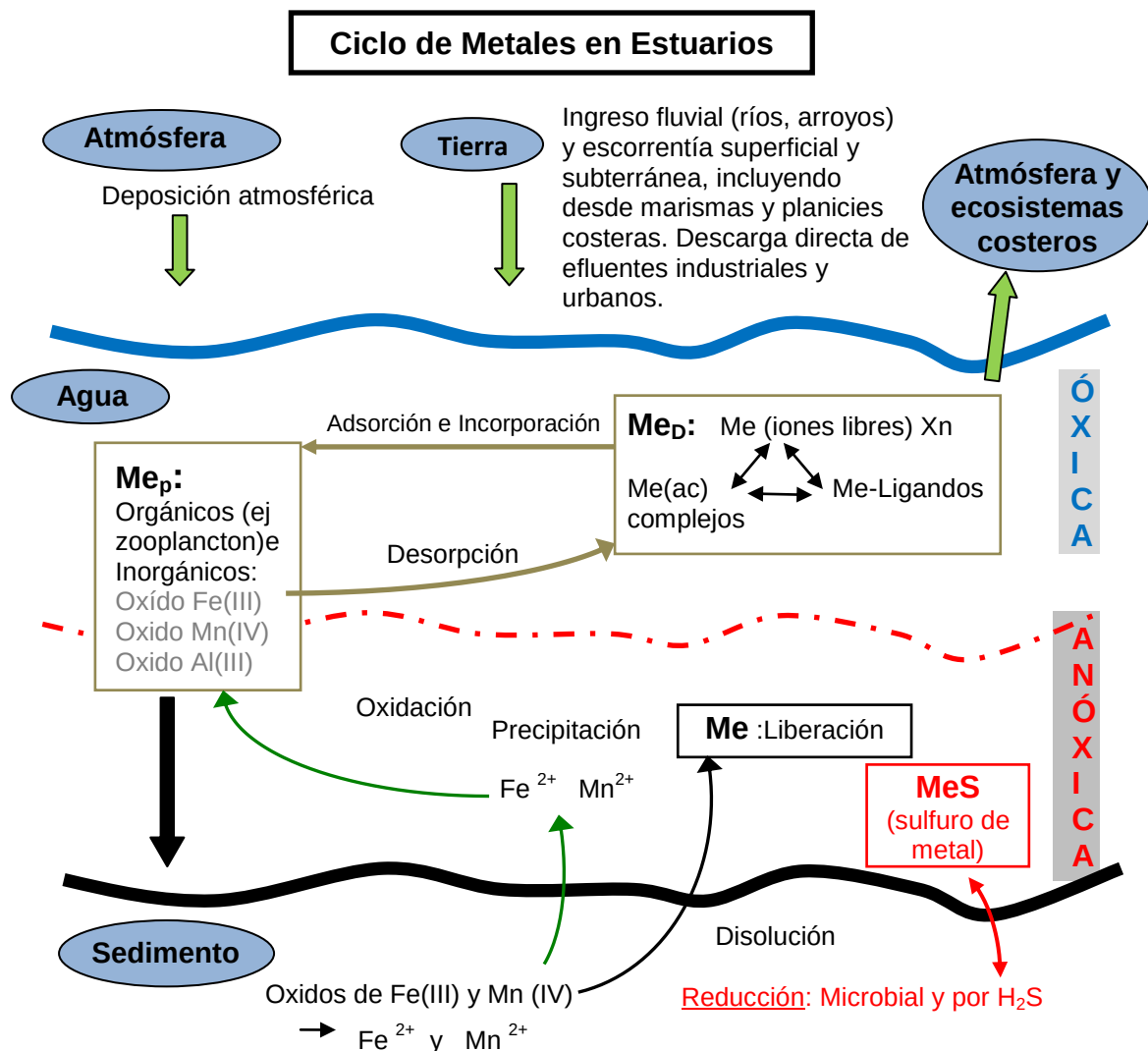


Figura 2: Ciclo de metales entre los diferentes compartimentos de un ambiente estuarino.

Los ciclos biogeoquímicos naturales pueden ser alterados o modificados principalmente por el desarrollo de actividades humanas, ya sea en la franja costera marina como en el área adyacente, con cambios inmediatos o no en las concentraciones normales de los elementos. Sin embargo, no siempre es fácil buscar y encontrar las posibles fuentes de metales ya que suelen ser en general, diversas y no siempre relacionadas o derivadas de las actividades antropogénicas. En ocasiones encontrar niveles anormalmente altos de algunos metales se debe a sus depósitos naturales. Un cambio significativo en las

concentraciones de metales pesados puede llegar a dañar o matar la vida animal y vegetal, con alteraciones en las cadenas tróficas e implicancias adversas en los componentes de los ecosistemas (Salomons, 1995).

En los estuarios las zonas costeras cobran mucha importancia por ser sitios donde se producen grandes acontecimientos geológicos, físicos, químicos y biológicos, porque actúan como lugares de descarga en forma directa e indirecta de lo generado en el medio terrestre, y porque entre otras funciones contribuyen a la calidad del agua mediante la remoción de sustancias tóxicas (Elliot y MacLusky, 2002). El estudio de los metales en sistemas estuariales es amplio y ha sido el eje principal de numerosos trabajos a escala local, regional e internacional. En los estuarios la presión ejercida por el hombre ha producido en el transcurso de las últimas décadas un dramático incremento en el ingreso de metales al ecosistema.

Las marismas son ambientes costeros complejos usualmente localizadas en ambientes estuarinos (Reboreda y Caçador, 2007), y cumplen un rol fundamental en el ciclo de varios elementos (Weis y Weis, 2004). Las marismas en general actúan como zonas de acumulación de metales los que por lo general aparecen asociados a la materia orgánica o como sulfuros de metal insoluble. La retención de metales en las marismas varía de acuerdo al metal específico y las condiciones reductoras del sedimento (Reboreda y Caçador, 2007; Duarte et al., 2009). Sin embargo, la inundación provocada por las mareas sobre el sedimento de las marismas (sedimento muy próximo a las raíces de las plantas) es importante en la exportación de metales hacia la columna de agua, a través del agua intersticial mediante flujo advectivo (Santos-Echeandía et al., 2010). Es decir, los metales unidos a los sedimentos o a compuestos orgánicos resistentes a la degradación pueden ser reintroducidos al agua circundante por disrupción física, disolución química o por actividad biológica.

Un vez que ingresan a las aguas estuariales el peligro de los iones metálicos y en particular de los potencialmente tóxicos, es su combinación o adsorción con/a compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en la columna agua, como también en el agua intersticial y en los sedimentos (Waeles et al. 2004, Duarte et al. 2010), y su ingreso a las cadenas alimentarias donde pueden ocurrir procesos de biotransferencia, bioconcentración (o bioacumulación) y biomagnificación (Barwick y Maher, 2003; Zhou et al., 2008).

Metales en el agua: fracciones disuelta y particulada

Los metales pesados en el medio acuático (ej. el agua en un estuario) existen generalmente en dos fases: disuelta (en la columna de agua y en el agua intersticial de zonas intermareales y submareales) y particulada (adsorbida sobre los sedimentos/partículas en suspensión). Por convención estas dos fracciones se obtienen al hacer pasar la muestra de agua a través de un filtro de 0,45 micras de tamaño de poro (**Fig. 3**).

Cuando los metales ingresan a los sistemas acuáticos muestran una alta tendencia a unirse a la materia particulada en suspensión, y luego por el proceso de sedimentación tienden a acumularse en los sedimentos del fondo. Esto conduce a una mejora temporal de la calidad del agua que se encuentra por encima (Kelderman y Osman, 2007). Aunque algunos compuestos metálicos pueden ser fuertemente absorbidos sobre las partículas en

suspensión (Fernández Severini et al., 2009) y sedimentos (Botté et al., 2010), bajo condiciones adecuadas de pH y Eh, son capaces de ser liberados al agua nuevamente lo que conduce a un aumento del metal en el medio acuático (Botté et al., 2007; Zhou et al., 2008).

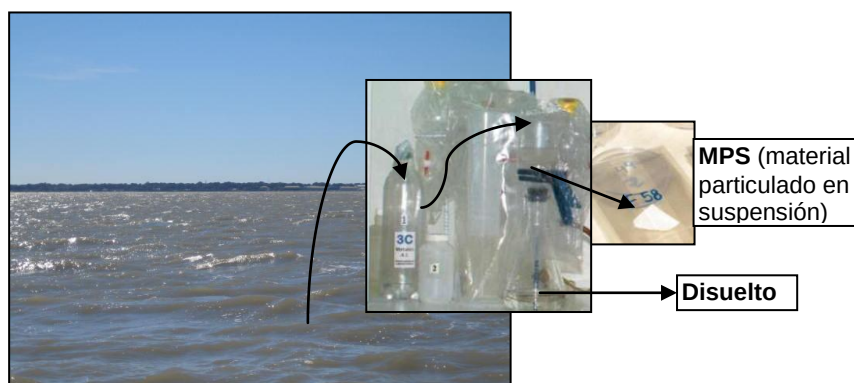


Figura 3: Obtención y filtración del agua para obtener las fracciones disuelta y particulada.

La captación de metales traza por el material particulado es el proceso más importante en la regulación de la concentración y distribución de metales en los ambientes marinos (Fernández Severini et al., 2009). De hecho es ampliamente aceptado que la adsorción y la complejación de metales traza por los materiales naturales orgánicos disueltos y particulados es un factor crítico que influye en la biodisponibilidad y en la toxicidad en los organismos, y regulan así la concentración residual de iones metálicos disueltos en medios acuáticos (González-Dávila, 1995).

Las concentraciones de metales disueltos en el agua de columna son generalmente bajas debido a los procesos biogeoquímicos que regulan su distribución y comportamiento a saber, las mezclas de los cuerpos de agua, la interacción agua-partícula suspendida (a través de la incorporación biológica y los procesos de adsorción/desorción). La fracción disuelta de los metales puede ser transportada entonces por la columna de agua vía procesos de advección y dispersión, mientras que la fracción particulada puede ser transportada en suspensión y/o con los sedimentos, procesos que están gobernados por la dinámica sedimentaria que incluyen la floculación y la sedimentación de las partículas en los sedimentos del fondo (Blasco et al 2000 Gavriil y Angelidis, 2005; Atkinson et al., 2007). Los metales disueltos transportados en ecosistemas acuáticos, debido a su baja solubilidad, se fijan rápidamente sobre el material sólido. La unión del metal con el material en suspensión llevará, en último término, a la incorporación de los elementos traza al sedimento (Rubio et al., 2000). La partición de los metales pesados entre la fase disuelta y la fase particulada adsorbida depende de las características físicas y químicas de las partículas suspendidas como de varias condiciones ambientales, tales como: el pH, la salinidad, los tipos y concentraciones de materia orgánica disuelta (Turner y Millward 2002).

Las partículas suspendidas en la columna de agua comprenden los sedimentos y el seston, pueden permanecer así en forma permanente o pasar en forma temporal o permanente, a formar el sedimento del fondo. El material particulado juega un papel clave en la disponibilidad, el transporte, el reciclaje y el destino de los productos químicos en el ambiente acuático, como consecuencia de la resuspensión, la deposición, la generación de partículas, y sus elevadas reactividades (Fernández Severini et al., 2009). Estas últimas

pueden ser modificadas debido a cambios abruptos en la salinidad, el pH, las condiciones redox y la concentración de la materia orgánica disuelta (Turner y Millward, 2002). En los estuarios, se considera que el material particulado en suspensión (MPS) juega un rol particularmente significativo ya que ha sido identificado como el principal transportador de metales en estos sistemas (Marcovecchio et al., 2010); por otra parte presentan variaciones en su concentración debido a cambios regulares (por ej. por efecto de las mareas) y/o esporádicas (ej. el viento).

El proceso de sedimentación elimina metales de la columna de agua y reduce así su potencial toxicidad a los organismos acuáticos, actuando el sedimento del fondo como trampa y sumidero de contaminantes (Bufflap y Allen, 1995; Marcovecchio y Ferrer, 2005). Luego, las reacciones biológicas y químicas de oxidación/reducción y precipitación/disolución dan como resultado una estratificación de los metales disueltos y particulados. Los metales disueltos y particulados que son arrastrados a los sedimentos o al agua intersticial no permanecen necesariamente inmovilizados allí sino que los procesos físicos (corrientes de marea), la actividad de organismos bentónicos o bioturbación, y los procesos de mineralización en la interfase sedimento-agua (precipitación, adsorción, formación de sulfuros), pueden causar no solo la resuspensión del sedimento estratificado (óxido-reductor) y la mezcla con el agua de columna oxigenada; sino también favorecer la remobilización y los flujos difusivos de los metales, con la consecuente alteración en la fase disuelta y la posterior incorporación biológica (Ip et al., 2007). Por lo tanto aunque en el sedimento tienden hacia un equilibrio entre la fase sólida y el agua intersticial, las concentraciones de las especies químicas en el agua intersticial y el agua de columna no son necesariamente las mismas (Bufflap y Allen, 1995; Atkinson et al., 2007), observándose en muchos casos concentraciones muy superiores en el agua intersticial respecto al agua de columna (Santos-Echeandía et al., 2010).

El destino o especiación de los metales liberados desde el material particulado es afectado por las condiciones del agua de columna, en particular el pH, la salinidad, la concentración de oxígeno disuelto y la cantidad de sólidos suspendidos (Simpson et al., 2004; Atkinson et al., 2007). Los metales disueltos coexisten como cationes hidratados libres, y como complejos orgánicos e inorgánicos. La materia orgánica atrapa metales y puede formar tanto complejos solubles como flóculos insolubles (Gavril y Angelidis, 2005). Que los metales sean solubles en las aguas naturales no significa que estarán biodisponibles, de hecho cuando están ligados por la materia orgánica forman un complejo orgánico (Bufflap y Allen, 1995; Waeles et al., 2004). Para analizar la especiación de los metales disueltos puede aplicarse un fraccionamiento de metales a diferentes pH, obteniéndose 5 fracciones de las cuales las correspondientes a las fracciones lábiles (orgánicas e inorgánicas) son las más disponibles (Vicente-Martorell et al., 2009).

En el agua intersticial el contenido de materia orgánica suele ser entre 10-50 veces superior a la correspondiente en el agua de columna, es decir que esta última tiene una menor capacidad de complejación y por lo tanto presentará mayor cantidad de iones metálicos libres biodisponibles (Bufflap y Allen, 1995). Las concentraciones de metales en el agua intersticial de las zonas intermareales desnudas estuarinas pueden presentar grandes variaciones estacionales, por ej disminución de algunos metales durante el verano, debido a un incremento del pH y al mismo tiempo un aumento en la actividad de las bacterias reductoras de azufre dando como resultado una mayor precipitación de sulfuros de metales (Otero y Macías, 2002).

Teniendo en cuenta las propiedades verticales del agua intersticial de los sedimentos (pH, potencial redox, oxígeno disuelto, compuestos de azufre, nutrientes y metales) y las concentraciones de metales en el sedimento sólido, puede mencionarse la secuencia de reacciones que ocurren para la oxidación de la materia orgánica lábil que se encuentra en los sedimentos superficiales. El oxígeno difunde desde la columna de agua hacia la capa superior del sedimento y como su concentración disminuye con la profundidad (Caetano et al., 2007) otros oxidantes son utilizados para degradar la materia orgánica. Debido a que las concentraciones en el agua intersticial exceden en gran medida los niveles en el agua suprayacente se generan flujos difusivos de solutos desde los sedimentos al agua de columna. El agua intersticial de los sedimentos intermareales permeables se renueva cuando la marea inunda el área causando la exportación de solutos (Santos-Echeandía et al., 2010). Los sedimentos de las marismas son importantes para la diagénesis temprana y para los intercambios de solutos en la interfase agua-sedimentos, por ejemplo actúan como fuente de materia orgánica y proporcionan oxígeno a través de las raíces de las plantas. El exceso de oxígeno que es transportado a las raíces de las plantas y no se consume durante la respiración se difunde hacia el sedimento circundante y oxida los componentes reducidos presentes tanto en los sedimentos sólidos como en el agua intersticial. La oxidación de los sulfuros altamente insolubles hace que los metales queden solubles y disponibles para las raíces y que difundan hacia las capas sub-superficiales de los sedimentos (Caetano et al., 2007).

El coeficiente de distribución o coeficiente de partición (K_d) es el medio más comúnmente empleado para describir la partición de sólido-solución en los sistemas acuáticos, el cual establece la relación entre la concentración del metal en la fase particulada (p / p) respecto a la concentración del mismo metal en la fase disuelta (p / v) (Hatjel et al., 2003; Fernández Severini et al., 2009; Vicente-Martorell et al., 2009). Este coeficiente depende de la adsorción competitiva por los cationes presentes en el agua de mar o por los aniones en el caso de especies oxianiónicas, como también por la formación de complejos (cloro-, sulfato-, y carbonatos-) estables y solubles en el agua de mar (Turner y Millward, 2002). La partición de metales entre las fases disueltas y particulada depende de un número de factores que incluyen el pH, la salinidad, temperatura, condiciones redox, carbono orgánico disuelto, y la composición de la materia particulada en suspensión (SPM) (Hatjel et al., 2003). En general se asume que el K_d se reduce de manera característica a medida que aumenta la salinidad en los estuarios de mezcla y ello es indicativo de una desorción, proceso que a su vez queda a su vez supeditado a la especiación del metal que fue adsorbido (o sorbido). El Cd por ejemplo es retenido libremente (sin cohesión) sobre la superficie de las partículas y sufre fácilmente rápidos intercambios y formación de cloro-complejos. Concentraciones relativamente altas de Cadmio en la fracción particulada pueden aparecer debido a las elevadas salinidades (Turner y Millward, 2002). Valores altos de K_d indican una alta afinidad de los metales a estar asociados y ser transportados en la fase sólida (Vicente-Martorell et al., 2009).

Estudios recientes sugieren que los sedimentos permeables, que tienen bajo contenido de materia orgánica debido a la rápida mineralización, son importantes en los ciclos biogeoquímicos de los elementos químicos en las zonas costeras. Así, el aporte de metales disueltos a lo que se denomina estuarios subterráneos, se produce a partir de la advección del agua intersticial a través de tales ambientes sedimentarios (Beck 2010). El ingreso de altas concentraciones de metales a través de la descarga de agua subterránea submarina (en inglés SGD) puede ocurrir naturalmente, pero también puede deberse a las

actividades humanas, y dependerá también de las características geológicas locales (Knee y Paytan, 2011). Por ello, se sugiere que la descarga de aguas subterráneas submarina además de representar un flujo común y masivo de agua hacia las zonas costeras ejerce un gran impacto en los flujos y ciclos de metales traza en dichos ambientes. (Beck 2010).

La recuperación de tierras, el proceso de vertido de materiales de relleno sobre los sedimentos marinos con el fin de crear más tierras costeras para el desarrollo de diferentes actividades humanas, también se ha asociado a elevadas concentraciones de metales en las aguas subterráneas. En el estuario subterráneo, los metales pueden presentarse en diversas formas. Ellos pueden estar disueltos en las aguas subterráneas, suspendidos como coloides, o unidos a las superficies de las partículas. Además, pueden formar miles de compuestos químicos, dependiendo de la química del agua subterránea y del estado redox. Los metales transportados a través del estuario subterráneo, sufren a menudo transformaciones químicas, y la naturaleza de estas transformaciones afecta el impacto eventual de las aguas subterráneas sobre las aguas costeras. El comportamiento de un metal a nivel sub-superficial dependerá la fase en que se encuentra: sólido, disuelto, o coloide. En la fase sólida, los metales son inmóviles y quedan unidos o incorporados al sustrato. En la fase de disolución, los metales son los más móviles, y la fase de coloide es un estado intermedio. Además de la formación de coloides, cuatro procesos químicos principales controlan las concentraciones de metales en las aguas subterráneas: solubilidad controlada por las reacciones redox, la adsorción sobre óxidos de Fe y Mn o materia orgánica, la liberación de los óxidos sometidos a la disolución reductiva, y la desorción de los sedimentos a través de reacciones de intercambio iónico. Las plantas y los microbios pueden también afectar a las concentraciones de metales de las aguas subterráneas (Knee y Paytan, 2011, y autores citados en él).

Interacción metal-sedimento

El principal depósito natural o reservorio para los metales en los ecosistemas estuarios lo constituye el sedimento (Salomons y Förstner, 1984), el cual actúa como un almacén altamente concentrado de metales, con concentraciones varios órdenes de magnitud superior a los de las aguas adyacentes, tanto intersticiales como suprayacentes (Rubio et al., 2000). La acumulación de metales en los sedimentos se determina por los aportes debido a la descarga de aguas residuales industriales y urbanas o la deposición atmosférica, pero también por la capacidad de los sustratos a unir y liberar metales, que se rige por el pH del sedimento, la capacidad de intercambio catiónico, el contenido de materia orgánica, las condiciones redox y el contenido de cloruros. Estas propiedades determinan el tipo y estabilidad del metal, y su sorción o precipitación, y también están relacionadas con la movilidad, biodisponibilidad y toxicidad potencial del metal (Du Laing et al., 2008c). Por ello el estudio de metales en los sedimentos estuarios así como sus características fisicoquímicas (potencial redox, tamaño de grano) constituyen un rasgo significativo ya que los sedimentos son la fuente secundaria (o en ocasiones primaria) de metales para los ambientes acuáticos estuarios (Bufflap y Allen, 1995). El origen de los sedimentos que se depositan en un estuario es variable, pueden ser marinos, provenir de los sistemas terrestres adyacentes y llegar a través cursos de agua dulce, o ser sedimentos orgánicos generados in situ. La sedimentación elimina metales de la columna de agua (Bufflap y Allen, 1995) evitando de esta manera que sean transferidos a la biota y/o que ingresen a las cadenas tróficas marinas.



Figura 4: Extensas planicies de marea con sedimento limo-arcilloso en la zona interior del Estuario de Bahía Blanca. Draga con obtención de muestra de sedimento de fondo.

El impacto de las actividades humanas sobre el medio ambiente puede ser reconstruido mediante el análisis de los sedimentos en las zonas costeras, debido a que el ambiente sedimentario es relativamente estable (Xia et al., 2011); por lo tanto tales sedimentos pueden generar una imagen integrada de la historia de los procesos ambientales, de la contaminación y de sus efectos en el sistema bajo estudio (Langston et al., 2010; Xia et al., 2011). La disponibilidad y toxicidad de un metal en los sedimentos depende de su asociación geoquímica, por lo tanto, es recomendable incluir protocolos de extracciones secuenciales que permitan la determinación del metal biodisponible (Salomons y Förstner, 1984; Ure et al., 1993; Caplat et al., 2005). Las partículas de sedimento fino en suspensión representan el transportador (“carrier”) más importante como también el depósito principal para los elementos y sustancias potencialmente tóxicas (Salomons y Förstner, 1984). Las características de los sedimentos finos explican en gran medida la capacidad de unión de metales, pero otras propiedades físico-químicas, especialmente la salinidad, también son importantes (Dusquene et al., 2006). La concentración y biodisponibilidad de metales encontrados en los sedimentos estuarinos depende de varios factores incluyendo, potencial redox, pH, salinidad, especies disueltas de metales y la composición del sedimento (Duquesne et al., 2006). En algunos estuarios, las concentraciones de metales en las partículas en suspensión no difieren significativamente de aquellas en el sedimento superficial bentónico, y ello sería consistente con la presencia de partículas finas re-suspendibles (Langston et al., 2010). El estudio de las concentraciones de metales asociados a diferentes tipos de sedimento y a diferentes tamaños de grano tiene gran implicancia en la biodisponibilidad de metales para los invertebrados bentónicos, particularmente moluscos que se alimentan de los depósitos de partículas y de partículas en suspensión, quienes a su vez constituyen importantes componentes de la dieta de peces y aves estuarinas (Duquesne et al., 2006; Zhou et al., 2008).

Los sedimentos del fondo (sub-mareales) en los sistemas acuáticos estuariales y los sedimentos intermareales no solo actúan como trampa y sumidero de los elementos potencialmente contaminantes por largos periodos de tiempo (Bufflap y Allen, 1995), sino que a su vez actúan como fuentes permanentes y latentes de re-ingreso de metales al sistema acuático (Botté et al, 2010) por diversos procesos tanto naturales como artificiales. Así, cambios en las condiciones ambientales (corrientes de marea, olas, vientos), actividades de los organismos bentónicos o bioturbación, los procesos de mineralización en la interfase sedimento-agua (precipitación, adsorción, absorción, solubilización, formación de

sulfuros) (Duarte et al., 2010), procesos de oxidación mediada por las raíces de las plantas (Reboreda y Caçador, 2007) y las actividades humanas tales como el dragado y refulado, pueden causar no solo la resuspensión del sedimento estratificado (óxido-reductor) y la mezcla con el agua de columna oxigenada (Bufflap y Allen, 1995) sino que también juegan un papel fundamental en la remobilización de los metales acumulados (Salomons y Förstner, 1984), con la consecuente redistribución de dichos metales en el ecosistema, la alteración en la fase disuelta y la posterior incorporación biológica (Atkinson et al., 2007). Los metales liberados pueden formar complejos con ácidos orgánicos, unirse a la materia orgánica (complejos orgánicos con radicales de sulfuro) o permanecer solubles en su forma iónica en el sedimento, alterando enormemente de esta manera el balance de metales en el ecosistema (Duarte et al., 2009).

Los sedimentos de las zonas costeras en los estuarios cumplen un papel relevante tanto en la retención como en la exportación de iones de metales tóxicos y no tóxicos, e incluye los sedimentos intermareales vegetados (marismas en las zonas templadas de la tierra) y los no vegetados (áreas de planicie o parches entre la vegetación) (Windham et al., 2003; Botté, 2005; Caçador et al., 2009). Los sedimentos intermareales están expuestos a los mismos procesos mencionados en el párrafo anterior, a los que hay que adicionar el efecto debido a la presencia de plantas vasculares, principalmente por el sistema radicular muy desarrollado (Weis y Weis, 2004; Caetano et al., 2007). La actividad de las raíces de las plantas puede alterar las propiedades físicas y químicas del sedimento, influenciado en el fraccionamiento geoquímico de los metales y así en su disponibilidad para las plantas (Caetano et al., 2007; Reboreda y Caçador, 2007) como también para la macro fauna bentónica allí presente (Zhou et al., 2008). Como resultado, las áreas con vegetación de las marismas, en general, concentran más metales en los sedimentos, que las áreas sin vegetación (Otero y Macías, 2002). La mayoría de las plantas de marismas acumulan grandes cantidades de metales en sus órganos aéreos y subterráneos. Cuando los metales entran a las marismas se extienden ampliamente por efecto de las mareas y las inundaciones periódicas, e interactúan con el sedimento y la comunidad biótica (Duarte et al., 2010). Los metales unidos a los sedimentos pueden ingresar a las marismas y planicies costeras desnudas con la pleamar, y pueden ser parcialmente retenidos en estos ambientes, pero luego parte de ellos se perderá otra vez durante la bajamar debido a la resuspensión de los sedimentos y de la materia orgánica, dependiendo particularmente de las condiciones hidrológicas. Las interacciones físicas, químicas y biológicas entre el ambiente costero (marisma y planicie sin vegetación) y el sistema estuarial acuático pueden tener una influencia importante en el transporte y distribución de metales traza (Botté et al., 2010). En general, los metales que están “inmovilizados” en los sedimentos de los estuarios constituyen un peligro potencial para la calidad del agua, dado que pueden ser liberados como resultado de cambios químicos en el ambiente acuático (aumento de la salinidad, disminución del pH, cambios en las condiciones redox y/o de la actividad microbiana), como también debido a cambios físicos (tormentas, dragado, etc.) (Salomons y Förstner, 1984; Ip et al., 2007). El uso de sedimento para el monitoreo de los niveles y la tendencia de la contaminación es considerado como muy importante, ya que los sedimentos presentan un medio que preserva los contaminantes y proporciona un excelente registro histórico reciente de la contaminación costera a partir de la columna sedimentaria, es decir actúa como un banco de información del medio ambiente dada su “capacidad de memoria” (Salomons y Förstner, 1984; Rubio et al., 2000; Herut y Sandler, 2006).

Niveles “background” de metales en sedimentos marinos

Casi todos los elementos presentan niveles “background” (de fondo) naturales en los constituyentes de la corteza terrestre: pizarras, areniscas, rocas ígneas y metamórficas que forman los continentes y el fondo de los océanos (Benjamin y Honeyman, 1992). El nivel de fondo geoquímico se refiere al contenido de elementos traza que presenta un suelo o un sedimento sin la influencia de la actividad humana (Salomons y Förstner, 1984; Rubio et al., 2000; Sierra et al, 2007), y para diferenciar las cargas naturales de las antropogénicas se debe conocer el régimen sedimentológico regional (textura del sedimento, grado de compactación, distribución del tamaño de partículas, composición química-mineralógica) siendo necesario normalizar la concentración obtenida respecto a los valores de fondo (Rubio et al., 2000; Herut y Sandler, 2006). La técnica más recomendada para el establecimiento de los valores de fondo para una zona en concreto, es el análisis de testigos sedimentarios lo suficientemente profundos como para tener registro de sedimentos de edad anterior a la etapa industrial del hombre (Rubio et al., 2000). Sin embargo, algunos consideran mejor hablar de una línea de base geoquímica definida como el contenido de metales en suelos que no están bajo la influencia directa de actividades humanas, es decir la suma del nivel background más una pequeña cantidad debida a la contaminación difusa (Sierra et al, 2007).

No hay un factor único de normalización, para todos los metales en todos los tipos de sedimento costero. Los metales que presentan un considerable impacto ambiental son As, Pb, Hg, Cd, Zn y Cu. También pueden reflejar aporte antropogénico, en relación a la explotación de canteras y actividades industriales los metales Mo, Ni, Cr y Co. Los metales Cd y Hg derivados de actividades humanas tienen una fuerte afinidad por la materia orgánica y las arcillas, mientras que las concentraciones naturales de Ni y Cr pueden estar relacionadas con minerales pesados. Por último, algunos metales pueden tener concentraciones background por debajo o cerca del límite de detección del análisis químico (Herut y Sandler, 2006). La comparación de los resultados obtenidos para un determinado elemento con la concentración promedio del mismo en la corteza terrestre, o con la de la corteza superior, resulta ser de limitado valor para el propósito de detectar concentraciones por encima de un valor background como consecuencia de las actividades humanas (Loring y Rantala, 1992), aunque algunos consideran útil comparar con valores típicos no sólo en la corteza sino también en la piedra arenisca, piedra caliza y pizarra (Duquesne et al., 2006).

Métodos de Normalización para metales en sedimentos marinos

Una evaluación correcta de la contaminación de sedimentos por metales (concentraciones anómalas debido a actividades humanas) requiere el uso de la normalización de datos; es decir, “normalizar” la concentración obtenida respecto a los valores de fondo para una determinada región, ya sea tomando en cuenta los efectos del tamaño de grano (factor físico) o los factores geoquímicos (Duquesne et al., 2006; Herut y Sandler, 2006).

I) Normalización física (efecto tamaño de grano):

Se puede elegir determinar las concentraciones de metales en el sedimento total y en las diferentes fracciones del sedimento separadas mecánicamente (estandarización de tamizado) (Duquesne et al., 2006). El contenido de metales en la fracción total del

sedimento refleja sus orígenes geológicos, así como los aportes antropogénicos tales como los contaminantes procedentes de los procesos industriales, pero no son buenos indicadores de la movilidad o biodisponibilidad (Rao et al., 2008). La corrección por el tamaño de grano, se basa en que existe una marcada disminución en el contenido de metales a medida que el tamaño de las partículas del sedimento se incrementa (Salomons y Förstner, 1984; Rubio et al., 2000), es decir existe una asociación preferencial de los metales por la fracción fina $<63\ \mu\text{m}$ del sedimento (limo-arcilla), y ello se debe a que estas partículas presentan un área superficial relativa muy grande, mayor contenido orgánico y de oxihidróxidos, alta capacidad de unión de las partículas de arcilla, etc. (Duquesne et al., 2006). El contenido de metales totales en los sedimentos es por lo tanto, en general, una función de la proporción de sedimento fino, aunque las relaciones precisas entre tamaño de grano y el contenido de metal pueden variar dependiendo del metal, la localización y la estación del año. (Langston et al., 2010). El tamaño de grano se relaciona con el comportamiento de los metales durante la diagénesis (Rubio et al., 2000). Tanto los filosilicatos como la materia orgánica, con una gran afinidad química por los elementos traza, se concentran en las fracciones arcilla ($<2\ \mu\text{m}$) y limo fino ($2\text{-}20\ \mu\text{m}$). La mayoría de los otros minerales, incluyendo los feldespatos y minerales pesados, se encuentran en las fracciones de limo finas y gruesas ($20\text{ - }63\ \mu\text{m}$), mientras que la fracción de arena ($63\ \mu\text{m} - 2\ \text{mm}$) se compone principalmente de carbonato (calcita, aragonita, dolomita) y/o minerales de sílice (cuarzo, ópalo) (Herut y Sandler, 2006).

Los carbonatos y los minerales de sílice contienen naturalmente cantidades insignificantes de metales traza y por lo tanto sirven como diluyentes del contenido de metales en los sedimentos marinos (Rubio et al., 2000). La eliminación de aquellos debería: a) mejorar la capacidad analítica de detección de metales que están en baja concentración y b) permitir la comparación entre muestras en base a una composición homogénea. Por lo tanto, una solución adecuada para la normalización sería la elección de las fracciones $<20\ \mu\text{m}$ o $<63\ \mu\text{m}$. Varios estudios de sedimentos marinos han preferido analizar la fracción geoquímica $<20\ \mu\text{m}$. Una dificultad esencial en el uso de esta fracción es que se excluye la contribución de elementos traza de minerales pesados, y por ende no es adecuada la evaluación de los valores de fondo. Además el tamizado de esta fracción es también técnicamente problemático ya que consume más tiempo y por lo tanto el proceso es más propenso a la contaminación (Herut y Sandler, 2006). Por lo tanto, en estudios ambientales para explicar los efectos de la reducción del tamaño de grano se sugiere usar la fracción limo-arcillosa $< 63\ \mu\text{m}$ (Salomons y Förstner, 1984; Caplat et al., 2005; Marcovecchio y Ferrer, 2005; Herut y Sandler, 2006; Botté et al., 2010). Conocer la proporción de esta fracción resulta de sumo interés, no sólo porque permite establecer el aporte que la misma realiza a la fracción total sino también porque los sedimentos con un porcentaje mayor de la fracción fina tienden a retener un contenido más elevado de diversos contaminantes (ej metales) (Salomons y Förstner, 1984).

Según Herut y Sandler (2006) la normalización física presenta algunas desventajas I) la manipulación de la muestra puede aumentar la contaminación; II) secar el sedimento en un horno dificulta desagregar la muestra antes del tamizado en húmedo y III) a veces este método no refleja la variabilidad en la composición mineralógica que presentan algunas fracciones, en particular la fracción arena.

II) Normalización química por un elemento representativo (o elementos):

Este método tiene algunas ventajas respecto al mencionado anteriormente: a) requiere un sólo procedimiento analítico para la determinación de todos los elementos necesarios, los contaminantes y los utilizados para la normalización; b) conlleva una mínima manipulación de la muestra lo que minimiza la contaminación y c) el elemento elegido sirve para normalizar el tamaño de grano y la variabilidad de la composición mineralógica (Herut y Sandler, 2006).

El elemento más utilizado para la normalización de sedimentos marinos es el aluminio (Al) (Salomons y Förstner, 1984; Zhang et al., 2007), ya que representa a los aluminosilicatos, el principal grupo de minerales que se encuentran en las fracciones finas del sedimento. Se supone que el aluminio: I) deriva de los minerales detríticos procedentes desde el continente hacia el mar, II) tiene un aporte antropogénico despreciable; y III) se comporta como elemento conservativo en los ambientes marinos. El Al además de normalizar tamaño de grano y variabilidad mineralógica, presenta una determinación química sencilla, precisa y exacta (Herut y Sandler, 2006; Xia et al., 2011)

El hierro (Fe) también ha sido elegido con éxito como elemento de normalización, según algunos autores por la siguiente razón: el Fe puede predecir mejor los niveles “background” de metales pesados debido a las similitudes en la geoquímica del Fe y de muchos metales pesados, tanto en condiciones óxicas como anóxicas, las que pueden compensar en cierta medida la movilidad diagenética de los metales pesados (Xia et al., 2011). Para otros autores justamente la gran movilidad durante la diagénesis hace que no sea considerado para normalizar, dado que es difícil distinguir entre la concentración antropogénica de la diagenética (Rubio et al., 2000). El Fe puede migrar a la superficie del sedimento donde será re-oxidado y precipitado como los oxihidróxidos de Fe dependiendo de las condiciones redox (Benjamín y Honeyman, 1992). En sedimentos anóxicos también se ha sugerido que la removilización y la precipitación pueden llevar a cambios en la relación de metal contaminante / Fe (Herut y Sandler, 2006 y referencias allí citadas).

Tipos de normalización química

* Mediante la comparación de la muestra estudiada, presuntamente contaminada, con muestras cercanas no contaminadas de textura, composición mineralógica y química similar. Las concentraciones background de estas últimas muestras pueden establecerse a partir de los sedimentos superficiales de otras regiones sin intervención de actividades humanas o muestras profundas obtenidas con testigos verticales (“core”, en ingles) de la misma región. Se calcula el Factor de Enriquecimiento (FE) (Herut y Sandler, 2006; Xia et al., 2011), a través del cual se comparan las posibles concentraciones de contaminantes con los promedios de fondo:

$$\text{FE} = \frac{\text{X (s) / Al ó Fe (s)}}{\text{X (b) / Al ó Fe (b)}}$$

Donde: X es la concentración del elemento potencialmente enriquecido; (s) es la muestra; (b) es el valor background o línea de base.

El valor del FE tomado para estimar la contaminación debe considerar la variabilidad natural y los errores analíticos (especialmente si las concentraciones de fondo se determinaron en otro laboratorio y/o dispositivo analítico) (Herut y Sandler, 2006).

* Mediante el cálculo de la ecuación de regresión lineal de un elemento contaminante en comparación con los valores de elementos normalizados de origen natural. Esto puede ser válido cuando se observa una variación significativa en el tamaño de grano y cuando el elemento elegido para normalizar representa bien esta variación. Además la relación lineal deberá tener un nivel de confianza del 95%, o una elevada significación ($P < 0,001$). Idealmente, la ecuación de regresión debe seguir la forma $y = ax$ (donde x es el elemento de normalización) en lugar de $y = ax + b$ (Loring y Rantala, 1992), aunque la segunda ecuación es también útil (Herut y Sandler, 2006). El FE se puede definir como la relación entre los valores reales y los predichos (y).

* Mediante el cálculo de la línea de regresión entre contaminante y el elemento normalizador a través de un punto de giro ("pivot point"), que es la concentración de ambos elementos en la fracción arena no contaminada y seleccionando una composición de sedimento estándar. Se llama Normalización multi-parámetro, donde la sensibilidad del método de regresión lineal puede ser disminuida por varios factores, la variabilidad en la detección analítica a bajas concentraciones, la removilización diagenética y la unión de metales a la materia orgánica (Herut y Sandler, 2006).

Especiación geoquímica

El uso de la concentración total de metales, como criterio para evaluar los efectos potenciales de contaminación de los sedimentos es claramente insostenible, ya que implica suponer que todas las formas de un metal determinado tienen el mismo impacto en el medio ambiente (Tessier et al., 1979). Las concentraciones totales no proveen información sobre la potencial movilidad o biodisponibilidad ambiental de los elementos (Sierra et al., 2007). Hasta fines de la década del '70 se habían realizado pocos intentos para evaluar la especiación de metales, es decir la partición entre las diversas formas en las cuales ellos pueden existir (Tessier et al., 1979). Existen diferentes procedimientos de extracción, que pueden ser agrupados en:

(a) métodos diseñados para separar los metales residuales de los no residuales, los cuales implican una sola extracción mediante técnicas rápidas y sencillas, que dan un buen contraste entre valores anómalos y niveles de fondo, pero que adolecen de la dificultad de encontrar un reactivo eficaz en la disolución de metales no residuales sin atacar las formas clásticas (Tessier et al., 1979). La evaluación más relevante entre estos métodos es la medición del contenido "pseudototal" de metales mediante el análisis con un ácido fuerte o agua regia (mezcla de ácido nítrico con ácido clorhídrico). El contenido pseudototal da, una estimación del contenido máximo de metales potencialmente solubles o móviles y, en el caso de no estar unidos a silicatos, origina una medida del máximo riesgo potencial que podría ocurrir en el largo plazo o en regímenes ambientales extremos (Rao et al., 2008).

(b) métodos más complejos que usan la extracción secuencial, proceso más lento, que aunque no determina la asociación geoquímica específica (Sierra et al., 2007), proporciona información detallada sobre el origen, modo de ocurrencia, disponibilidad

biológica y físico-química, transporte y cantidades de metales en varios reservorios desde donde pueden ser movilizados por cambios en la química del sedimento (Tessier et al., 1979; Sierra et al., 2007).

La distribución de elementos traza en varias fracciones químicas es importante al evaluar que formas de los metales asociados a los sedimentos son las más fácilmente disponibles (Ip et al., 2007) y las de mayor movilidad (Caplat et al., 2005). Las fracciones de metales pesados “biodisponibles” en los sedimentos son aquellas que representan un alto riesgo para la biota debido a que son formas lábiles o fácilmente intercambiables con la columna de agua (Marcovecchio y Ferrer, 2005) y con el agua intersticial (Botté et al., 2010), y pueden quedar a disposición de los organismos, las plantas, las algas y las bacterias.

A lo largo del tiempo han sido desarrollados un gran número de procedimientos de extracción secuencial, muchos de los cuales son variantes de la propuesta por Tessier et al. (1979) quienes buscaron lograr la partición de metales en formas químicas susceptibles de ser liberadas a la solución bajo diversas condiciones ambientales. Oportunamente dichos autores definieron las siguientes 5 fracciones:

Fracción 1. Intercambiable. La adsorción de los metales ha quedado demostrada a través de estudios sobre sedimentos o sobre sus componentes principales (arcillas, óxidos hidratados de hierro y manganeso, ácidos húmicos). Los procesos de sorción-desorción pueden ser afectados por cambios en la composición iónica del agua (por ejemplo, en aguas estuariales).

Fracción 2. Ligado a carbonatos. Importantes concentraciones de metales traza se pueden asociar con los carbonatos de los sedimentos; además esta fracción es susceptible a los cambios de pH.

Fracción 3. Ligado a los óxidos de hierro y manganeso. Los óxidos de hierro y manganeso existen en forma de nódulos, concreciones, cemento entre las partículas, o simplemente como un revestimiento sobre partículas; estos óxidos son excelentes eliminadores de metales traza y son termodinámicamente inestables bajo condiciones anóxicas (es decir, bajo Eh).

Fracción 4. Ligado a la materia orgánica. Los metales traza se pueden unir a las diversas formas de la materia orgánica: organismos vivos, detritos, recubrimientos de partículas minerales, etc. Las propiedades de complejación y peptización (proceso por el cual un precipitado cristalino al entrar en contacto con un disolvente frío, retorna a su primitiva forma coloidal) de la materia orgánica natural (en particular, ácidos húmicos y fúlvicos) son bien reconocidos, como es el fenómeno de bioacumulación en ciertos organismos vivos. Bajo condiciones oxidantes en las aguas naturales, la materia orgánica puede ser degradada, lo que conduce a una liberación de metales traza solubles.

Fracción 5. Residual. Una vez que las cuatro primeras fracciones se han eliminado, el sólido residual debe contener minerales, principalmente primarios y secundarios, que pueden contener niveles trazas de metales dentro de su estructura cristalina. Es poco probable que estos metales sean liberados a la solución durante un período de tiempo razonable bajo condiciones normales en la naturaleza.

En la **Fig. 5** se presenta un ejemplo gráfico que muestra la distribución de las 5 fracciones en una muestra del Estuario de Bahía Blanca.

En los '90 el Bureau de Referencia de la Comunidad (BCR) trató de armonizar la metodología para las pruebas de lixiviación/extracción en toda la Unión Europea, desarrollando un protocolo consistente en una secuencia de 3 etapas de extracción (Ure et al., 1993) en el que los elementos traza se dividieron en las fracciones: soluble en ácido/extraíbles, reducibles, y oxidable (Caplat et al., 2005; Sierra et al., 2007)

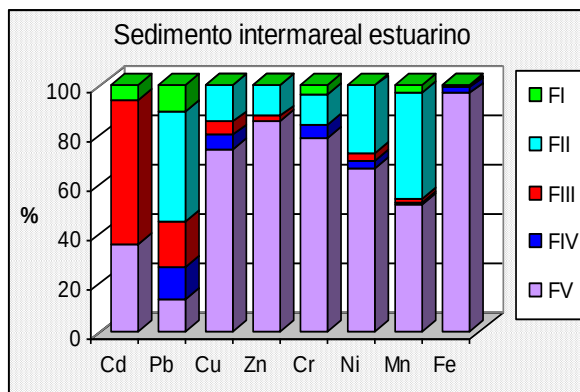


Figura 5: Ejemplo gráfico de distribución geoquímica de metales en sedimentos intermareales estuarinos.

Varios autores (Salomons y Förstner, 1984; Caplat et al., 2005; Marcovecchio y Ferrer, 2005; Ip et al., 2007; Rao et al., 2008; Botté et al., 2010) han señalado que uno de los usos más importantes del método de evaluación de la partición geoquímica es la identificación de la influencia de las actividades humanas sobre la distribución de metales pesados en sistemas naturales. Así, al detectar un decrecimiento importante de la fracción residual de metales o inversamente un incremento de las otras formas geoquímicas estaría indicando una fuerte presión antrópica asociada con procesos de impacto ambiental. Los sedimentos dragados se caracterizan por una alta proporción de materiales reducibles (oxihidróxidos, óxidos) y potenciales redox por debajo de 200 mV. Tales potenciales sugieren el comienzo de los procesos diagenéticos tales como la reducción de sulfato, que pueden ser conducidas hacia el crecimiento de los sulfuros metálicos los cuales se consideran como un sumidero para los metales traza (Caplat et al., 2006).

Las fracciones consideradas potencialmente biodisponibles (metales absorbidos intercambiables + metales en complejos oxidables) son muy importantes ya que incrementos en las magnitudes de estas fracciones en los sedimentos, representan un alto riesgo para las plantas y los animales, debido a que son formas fácilmente intercambiables y pueden ser bioconcentrados o bioacumulados por los organismos (Marcovecchio y Ferrer, 2005; Botté et al., 2010) pasando incluso a los consumidores finales como el hombre. Aunque está bien establecido que los metales pesados pueden afectar la ecología de una región a través de su bioacumulación en los organismos y las cadenas alimentarias, los efectos pueden variar dependiendo de la biodisponibilidad de metal (Duquesne et al., 2006).

Interacciones metal-biota

Biomagnificación, (Bio)transferencia

Conceptualmente la *biomagnificación* se refiere al aumento en la concentración de un metal entre al menos dos niveles en una cadena trófica (Barwick y Maher, 2003), lo que

hace que cada organismo tenga en sus tejidos una concentración mayor que la de su comida. La *transferencia* de un metal sería el pasaje de un metal entre diferentes matrices, desde el sedimento al agua, desde el agua intersticial hacia una planta, etc. En base a esto se define la biotransferencia como el pasaje de metales desde una fuente de alimento hacia los consumidores (Barwick y Maher, 2003).

Cumplen un papel fundamental en el ciclo de metales las comunidades bióticas marinas (Kennish, 1998) presentes tanto en las zonas intermareales como en las submareales; algunos ejemplos de estudios sobre matrices biológicas realizados en ambientes estuariales son: plantas de las marismas (Botté, 2005; Caetano et al., 2007; Caçador et al., 2009; Duarte et al., 2010), invertebrados marinos (Rainbow 2002; Dauvin et al., 2008; Simonetti et al., 2012), los constituyentes del biofilm o matas microbianas (Aguilera et al., 2008; Douglas, 2005), el zooplankton (Fernandez Severini et al., 2009), las aves (La Sala et al., 2011), etc. Algunos autores señalan que la acumulación relativa de metales por diferentes organismos en un determinado ambiente estuarial puede diferir notablemente dependiendo de la fisiología del organismo, su estrategia de alimentación, y el comportamiento fisicoquímico del propio metal (Langston et al., 2010). La acumulación de metales en invertebrados es importante ya que muchos de ellos (ej gusanos poliquetos) son ítem presa de predadores tales como aves y peces, asumiendo así un rol importante en la transferencia de metales unidos al sedimento a lo largo de las cadenas tróficas (Langston et al., 2010; Simonetti et al., 2012).



Figura 6: Diferentes matrices bióticas que intervienen en el ciclo de metales en un estuario.

a) Transferencia trófica de metales

En la actualidad está ampliamente reconocido que la principal ruta de transferencia de metales es la exposición a través de la dieta en las cadenas tróficas (Rainbow, 2002; Wang, 2002; Jara-Marini, 2009). De hecho los estudios de transferencia de metales en las cadenas tróficas marinas están tomando cada vez mayor relevancia a nivel mundial, debido a la progresiva contaminación de los mares y ecosistemas costeros del mundo, a la alteración de los ciclos biogeoquímicos de los elementos (Soto-Jiménez, 2011), a la potencial toxicidad cuando alcanzan en los tejidos de los organismos concentraciones por encima de un nivel crítico (Fisher y Hook, 2002), a los efectos que pueden producir sobre la salud de los organismos acuáticos, las poblaciones, las comunidades y los ecosistemas e

incluso sobre la salud humana. En los análisis de transferencia es importante incluir los estudios correspondientes a bioacumulación y biomagnificación (Gray, 2002).

Por lo expuesto se concluye que una parte importante en el ciclo de los metales en los estuarios es la transferencia en los ecosistemas costeros (intermareales y submareales), tanto entre componentes abióticos como bióticos y también entre ellos. En las redes tróficas marinas, más complejas y largas que las terrestres, la energía fluye desde la base (detritus, fitoplancton, macroalgas, plantas halófitas) hasta los depredadores superiores (peces, aves, humanos) en forma lineal, unidireccional y también entre los eslabones de diferentes cadenas que se encuentran interrelacionadas ecológicamente (Soto-Jiménez, 2011). De la misma manera pueden moverse los metales, y debido al aumento de la complejidad trófica es más difícil la comprensión de los mecanismos de la transferencia de metales y la predicción de sus concentraciones en los organismos acuáticos participantes (Wang, 2002).

La variabilidad de los procesos de transferencia y la bioacumulación de metales traza en los sistemas acuáticos costeros depende de las propiedades fisicoquímicas de los elementos, de su concentración, fraccionamiento geoquímico y especiación química (Salomons y Förstner, 1984); depende de la disponibilidad de alimento, de las variaciones en la temperatura y la salinidad, de las corrientes de marea, de los vientos; como también de los factores biológicos y ecológicos de las especies que conforman una cadena trófica, como son los hábitos alimenticios, hábitat, edad, sexo y estado de salud de los organismos (Soto-Jiménez, 2011). Además, la transferencia y bioacumulación de los metales depende de los mecanismos de detoxificación de los que disponga cada especie que conforma la cadena y hasta del contenido de lípidos en los órganos y tejidos de los individuos (Rainbow, 2002; Wang, 2002; Barwick y Maher, 2003).

Los procesos o factores que regulan el mecanismo de transferencia trófica de los metales son: la incorporación a los organismos, la capacidad de excreción y las rutas de acumulación, y en ocasiones el crecimiento. Como ya se mencionó, la dieta es la principal vía de transferencia de metales a través de las cadenas tróficas (Rainbow, 2002; Wang, 2002; Jakmiska et al., 2011b); así, el ingreso a la biota puede darse a partir de 2 fuentes principales, metales disueltos en el agua o presentes en el alimento y/o presa (Wang y Ke, 2002; Zhang y Wang, 2006).

Existen diferentes formas para llevar a cabo estudios de transferencia y acumulación de metales, como la aplicación de modelos matemáticos (Wang et al., 1996; Reinfelder et al., 1998; Wang, 2002), las técnicas de isótopos estables, y sumándose a ellas una estrategia combinada de estudios de campo y de laboratorio (Soto-Jiménez, 2011). Entre los diferentes modelos existentes, uno de los más aceptados es el modelo cinético de bioacumulación de elementos traza (Reinfelder et al., 1998). Este modelo estima el potencial de transferencia trófica del elemento traza (PTTET) y asume que las fuentes de metales traza para los organismos están presentes en la fracción disuelta del agua y en la dieta. Otros autores lo mencionan como “Factor de Transferencia Trófica” (FTT), es decir la relación de la concentración de un metal en un organismo (predador) respecto a su concentración en la comida que el organismo consume (Jakimska et al., 2011a). La eficiencia de asimilación de un metal depende de la manera en que este se encuentre incorporado en el alimento ingerido (Soto-Jiménez, 2011) y es afectada por una variedad de factores relacionados con el ambiente (Wang, 2002). En el caso de los herbívoros, si el metal se encuentra en las paredes y membranas celulares de las algas, difícilmente será asimilado y, por lo tanto, será excretado mayormente en las heces. Lo mismo sucede para

los carnívoros cuando el metal no es asimilado cuando está incorporado en estructuras óseas, escamas y/o en el exoesqueleto (asociado a quitina), o bien empaquetado en gránulos de carbonato y/o fosfatos (Soto-Jiménez, 2011).

La excreción es un proceso activo o pasivo mediante el cual los organismos acuáticos eliminan parte de los metales. Las especies tienen diferentes mecanismos de excreción que van desde estructuras no especializadas en las algas, en las plantas halófitas hasta sistema excretores especializados (riñones, el hígado y hasta la piel). Los crustáceos por ejemplo presentan dos sitios importantes de excreción: la glándula antenal, las branquias y el intestino (Reichmuth et al., 2010). Los elementos no esenciales aparentemente tienen una tasa de excreción más elevada que los esenciales. Bajas tasas de excreción en especies longevas resultan en una acumulación de metal por largos periodos haciendo posible el proceso de biomagnificación (Gray, 2002).

En los procesos de transferencia trófica tienen mucha importancia los condicionantes ambientales. Así, en los ecosistemas costeros los cambios estacionales afectan la composición taxonómica de los diferentes niveles tróficos que componen una comunidad, las características fisiológicas de las especies y la cantidad de individuos de una determinada especie (ej.: bloom fitoplanctónico). Por otro lado, los cambios en la fisicoquímica del agua (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH, dureza y materia orgánica disuelta) tienen una fuerte influencia en la concentración, especiación y disponibilidad de los metales traza (Soto-Jiménez, 2011).

En la bioacumulación de metales por los organismos toman mucha importancia las metalotioneínas (MT), proteínas de bajo peso molecular ricas en el aminoácido cisteína, y estables al calor. Se sugiere que estas proteínas juegan un papel fundamental en regular la disponibilidad intracelular de metales tales como el Cu, Zn, Hg y Cd. El rol primario de las MT involucra (1) la homeostasis de metales esenciales como el Cu y el Zn, y (2) la detoxificación de cantidades excesivas de metales esenciales y no esenciales (Cd). Las MTs son capaces de transportar Cu y Zn a receptores como las metaloenzimas o factores de transcripción, y regulan las actividades dependientes de metal por medio de interacciones intermoleculares altamente específicas. La unión de las MTs a los metales es una forma de proteger al organismo contra los efectos tóxicos de aquellos metales como unirse a proteínas o enzimas con funciones importantes en los procesos metabólicos o enzimáticos (Jakimska et al., 2011a; Van den Broeck et al., 2010).

Numerosas especies de algas (macro y micro) componentes del fitobentos y del fitoplancton son capaces de acumular cantidades significantes de metales a través de diferentes mecanismos de secuestro y que dependerá de la especie, del ión metálico, las condiciones de la solución, y de si las algas están vivas o no (González-Dávila, 1995). Se sugiere una distribución estacional en la incorporación de metales, con valores máximos durante el otoño/invierno y mínimos durante el verano, aparentemente esto último debido a un efecto dilución como consecuencia del crecimiento (Villares et al., 2002). Las algas son la base en las cadenas tróficas acuáticas (productores primarios), y ello favorece la transferencia de metales hacia los consumidores del siguiente nivel (herbívoros). Las algas bentónicas son consideradas buenas indicadores de contaminación, son sésiles y acumuladoras de metales pero no buenas reguladoras (Botté, 2005). Demuestran una relación lineal entre la cantidad absorbida y la concentración a la cual están expuestas, aunque en general, las concentraciones de metales traza en las algas marinas bentónicas

están muy magnificadas con respecto a sus concentraciones en el agua de mar (González-Dávila, 1995).

El fitoplancton afecta la química de los metales en el agua de mar no solo por las reacciones a nivel de la superficie de las células del alga, sino también por la incorporación intracelular del metal y la producción de materia orgánica extracelular con propiedades complejantes. Esta producción de compuestos orgánicos extracelulares depende del estado fisiológico de las células y de factores ambientales (temperatura, salinidad, concentraciones de nutrientes, intensidad de la luz, pastoreo por el zooplancton), como también de la especiación química de los metales en el medio (González-Dávila, 1995).

b) Función de las marismas en el ciclo de metales

Las marismas de ambientes estuariales son ampliamente conocidas en cuanto al rol que cumplen como sistemas de retención de sustancias tóxicas (acumuladoras de metales), y por ello se las considera como un componente relevante en el ciclo biogeoquímico de varios metales pesados. Las especies de plantas presentes en las marismas estuariales favorecen ampliamente la tasa de retención de metales (Windham et al., 2003; Weis y Weis, 2004) y reducen así directamente el ingreso de metales a las aguas subyacentes (Du laing et al., 2008a). Las plantas incorporan la mayoría de los metales a través de las raíces absorbiéndolos a partir del agua intersticial presente en los sedimentos (Sundby et al., 2003; Botté, 2005), aunque el ingreso de algunos elementos puede ocurrir también a través de los estomas presentes en las hojas. Varias especies de plantas tienen la habilidad de concentrar metales en los tejidos subterráneos a niveles que exceden a aquellos presentes en los sedimentos vecinos (Caetano et al., 2008; Caçador et al., 2009). La incorporación de metales por las plantas es afectada por varias características del sedimento, principalmente el pH y el potencial redox. Los potenciales redox más altos (condiciones más óxicas) y pH más bajos están asociados con una mayor biodisponibilidad de los metales unidos al sedimento. Los sedimentos de las marismas tienden a ser reducidos, y por lo tanto los metales tienden a estar inmovilizados en la forma de sulfuros de metal insoluble (Burke et al., 2000)

La incorporación de metales por las plantas de las marismas está influenciada primariamente por la capacidad que ellas tienen de oxidar el sedimento en la vecindad de sus raíces, oxidando compuestos reducidos presentes en el sedimento y en el agua intersticial (Sundby et al., 2003; 2005). Estas plantas que viven en ambientes anóxicos no requieren de la presencia de oxígeno en el sedimento para poder respirar. En ellas el oxígeno es transportado desde la parte aérea hasta el ápice de las raíces a través de espacios llenos de gas en el tejido (aerénquima) (Sundby et al., 2003). La presencia de oxígeno favorece la oxidación de los sulfuros de metal haciendo que los metales queden solubles y disponibles para ser transportados en el agua intersticial hacia las raíces (Burke et al., 2000). Por otro lado, los sedimentos que contienen concentraciones significativas de hierro soluble, hace que el oxígeno reaccione con él para producir óxidos insolubles de hierro. Los óxidos de hierro tienen una fuerte afinidad para los metales pesados, y la adsorción sobre y la co-precipitación con óxidos de hierro puede inmovilizar estos metales. Por lo tanto, la movilización de metales por oxidación del sulfuro y la inmovilización por óxidos de hierro es de importancia relativa, y es difícil predecir el efecto neto de estos procesos opuestos en la absorción de metales por las plantas (Sundby et al., 2005). Durante el verano las plantas de una marisma aumentan la aireación del suelo, producen una mayor

evapo-transpiración y favorecen la oxidación, incrementando la presencia de sulfatos que generan protones y neutralizan la alcalinidad del agua intersticial (Otero y Macías, 2002).

De manera opuesta, una disminución de oxígeno en el sedimento (condiciones anóxicas) favorece la acción de bacterias sulfurosas y bacterias fijadoras de nitrógeno que conducen a grandes cambios en la química del suelo, cambios que dependen a la vez de la zona dentro de la marisma, el tipo de sedimento, los efectos generados por la presencia de organismos bentónicos y las variaciones estacionales que modifican las condiciones de pH del sedimento y del agua intersticial (Otero y Macías, 2002). Estas condiciones anóxicas favorecen la formación de sulfuros de metal (por ejemplo PbS).



Figura 7: Plantas de marismas en ambientes estuarinos

El ingreso de metales a los tejidos subterráneos varía con la profundidad, exhibiendo una zonación vertical en respuesta a cambios en la concentración y fraccionamiento de los metales en el sedimento (Caetano et al., 2007; 2008). Los metales presentes en el tejido radicular luego pueden ser translocados hacia el tejido vegetal aéreo y acumulados en las hojas y tallos (Burke et al., 2000; Windham et al., 2003).

Muchos de los elementos que la vegetación absorbe y acumula en sus tejidos, son considerados elementos esenciales para su crecimiento, tales como el cobre, manganeso, hierro, cinc y en ciertos casos el níquel, aunque a elevadas concentraciones pueden alterar las condiciones fisiológicas normales. Existen, sin embargo otros como el cadmio, plomo, cromo, mercurio, que también pueden ser incorporados y translocados hacia los tejidos aéreos (Burke et al., 2000), pero que no son reconocidos como micro-nutrientes sino que por el contrario se los considera agentes tóxicos para el desarrollo vegetal (Botté, 2005). Existen casos comprobados en que las plantas de las marismas cumplen un considerable rol en el ciclo de metales en estos ambientes (ej para el Pb) (Sundby et al., 2005; Caetano et al., 2007). La función de sumidero de metales en los tejidos de las plantas de marismas es gobernada por, la tasa de incorporación a la planta entera, las tasas de translocación y retención dentro de cada tipo de tejido individual, y la tasa de descomposición vegetal. Estas tasas pueden variar entre las diferentes especies vegetales y poblaciones (Windham et al., 2003).

Excepto unas pocas plantas que pueden hiper-acumular metales, la mayoría restringe el movimiento de tales iones hacia los tejidos fotosintéticos, lo cual se produce restringiendo el transporte a través de la endodermis de la raíz (estela) y moviendo los iones

presentes en el xilema mediante el almacenamiento en las células de las paredes y las vacuolas, o bien uniéndolos por fitoquelatinas (Windham et al., 2003; Weis y Weis, 2004). El tejido aéreo fotosintético puede promover la liberación de metales ya que tiende a presentar una tasa de descomposición mayor que el tejido no-fotosintético (Windham et al., 2003). Los metales acumulados en los tejidos aéreos pueden ser liberados nuevamente al medio acuático a partir de las glándulas de la sal (hidátodos) en las hojas vivas (Burke et al., 2000; Cacador et al., 2009) o por descomposición de los tejidos aéreos por causa natural o por acción del clima (Windham et al., 2003). La mayoría de las plantas de las marismas retienen cantidades superiores de metales en las raíces que en el tejido aéreo, siguiendo las hojas como segundo órgano acumulador (Windham et al., 2003), sin embargo este modelo de distribución varía según el metal que se esté evaluando, la especie vegetal, la época del año y la ubicación de la marisma (Botté, 2005).

Las plantas de las marismas también se caracterizan por una producción muy alta de biomasa y un importante “*turnover*”, lo que hace que la capa superior de sedimento esté enriquecida por la materia orgánica procedente de las raíces, y por la desintegración y descomposición de las diferentes partes de la planta. Estas plantas pueden así proporcionar un sumidero de metales, pues durante la descomposición los metales pueden unirse a la hojarasca mediante sorción pasiva sobre las superficies orgánicas o a través de la acumulación debida a los colonizadores microbianos presentes en la hojarasca. En algunos estuarios se han encontrado correlaciones positivas entre las concentraciones de metales en los sedimentos y la concentración de materia orgánica en la capa superior de los sedimentos de marisma (Du Laing et al., 2008a).

Los metales almacenados en los tejidos aéreos vivos persisten cuando dichos tejidos mueren y luego pasan a formar parte del detritus. En esta transformación los metales en el detritus probablemente sean capaces de quedar disponibles para los que se alimentan de él (detritívoros). El detritus originado a partir de la descomposición del sustrato vegetal muerto (por acción de bacterias y hongos), es utilizado por los diferentes heterótrofos acuáticos y consumidores del detritus (protozoarios, caracoles, gusanos, cangrejos, almejas, larvas de insectos) quienes de esta manera incorporan los metales presentes en el material muerto, esto puede causar efectos deletéreos en los consumidores, afectando en última instancia a los integrantes de los niveles superiores en la cadena trófica (Windham et al., 2003).

Los microorganismos autótrofos y heterótrofos en el bucle microbiano (varios niveles tróficos de la cadena trófica microbiana) son claves en la transferencia de elementos traza a través de las redes alimentarias marinas, influenciando en los ciclos biogeoquímicos de los ecosistemas acuáticos. El efecto principal de la comunidad microbiana en el ciclo de los elementos en la columna de agua es la aceleración de la mineralización de la materia orgánica (Kehrig et al., 2009). Aún si los microorganismos no mediaran una reacción con el metal directamente, es decir, cambiando su estado de oxidación o formando compuestos organometálicos, ellos aún pueden jugar un rol importante en el ciclo de los metales (Benjamin y Honeyman, 1992).

Se presentan a continuación dos ciclos diferentes y sumamente importantes en los sistemas estuarinos.

CICLO DEL MERCURIO

El mercurio presente en muchos efluentes industriales, puede entrar a los sistemas acuosos y pasar a los sedimentos, donde es convertido por procesos biológicos naturales en la neurotoxina venenosa metilmercurio. A su vez, la baja presión de vapor del mercurio elemental permite su dispersión global (a través del aire), y la síntesis natural de compuestos alquilmercuriales estables favorece la bioacumulación de este elemento. (Wood, 1974). Las bacterias pueden facilitar la movilización del Hg desde los depósitos minerales por oxidación de los sulfuros y así permitir que el mercurio que ha estado secuestrado en el sólido cinabrio (HgS) extremadamente insoluble pase a la forma disuelta (Benjamin y Honeyman, 1992).

Wood (1974) sugirió que la reducción del Hg^{2+} a Hg^0 y la alquilación para formar metil- o dimetilmercurio pueden ser ambos vistos como reacciones de detoxificación, ya que todos los productos son volátiles y pueden perderse desde la fase acuosa. Los organismos también pueden convertir la forma metilada a Hg^0 que es mucho más volátil y menos tóxico. Sin embargo, las formas metiladas y reducidas son más tóxicas para los humanos y otros mamíferos que lo que es el Hg^{2+} . El mercurio es fuertemente acomplejado por la materia orgánica disuelta, especialmente en presencia de grupos tiólicos funcionales y además tiene una alta afinidad por la materia orgánica del sedimento (Turner y Millward, 2002).

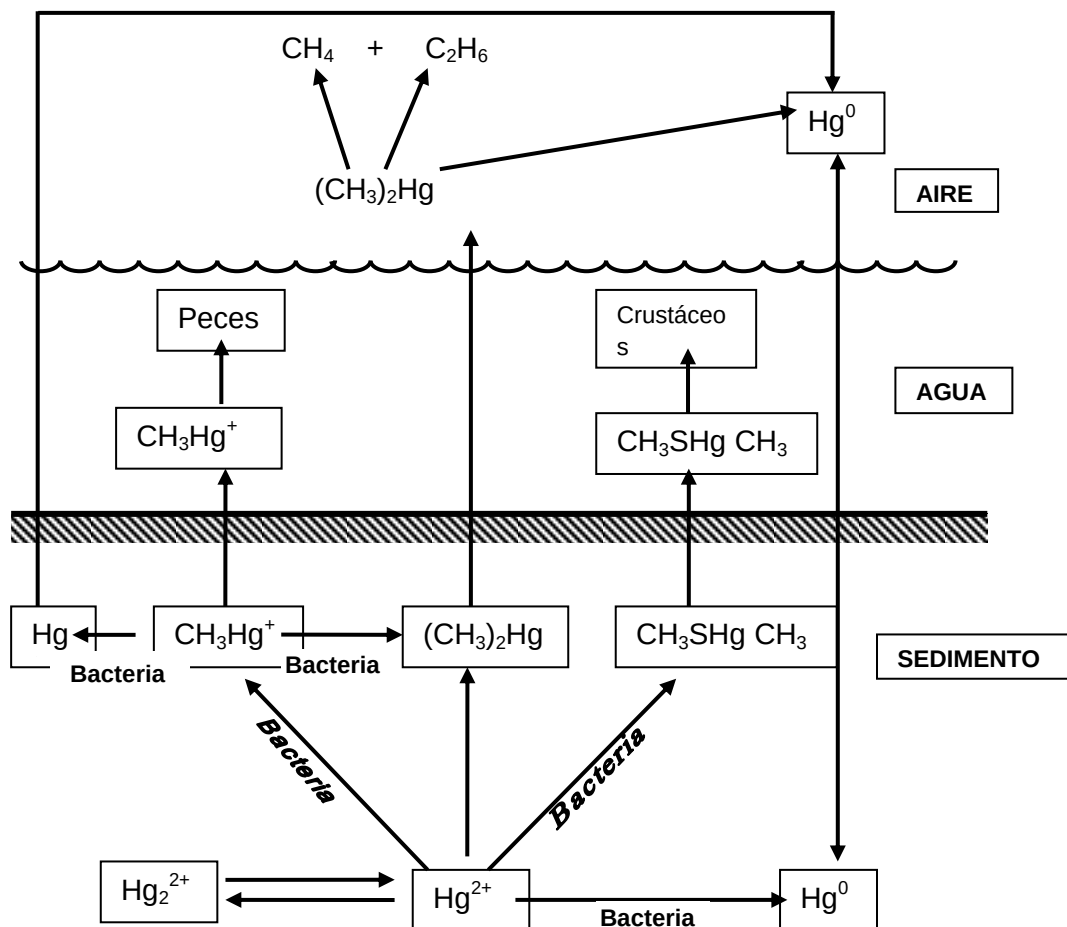


Figura 8: Ciclo del mercurio de metales en los compartimientos de un estuario.

CICLO DEL COBRE

El cobre (Cu) se encuentra en varias proteínas, coordinado con ligandos de N, S u O. Sus propiedades tóxicas han sido explotadas para reducir el crecimiento de organismos no deseables tales como algas y hongos en suelos y cuerpos de agua. La plastocianina (en cloroplastos) contiene cobre, y es muy importante en las reacciones fotosintéticas (Bashkin, 2002). En las rocas de la corteza existe con un valor promedio de 70 ppm. Han sido identificados más de 20 minerales conteniendo Cu con diferentes estado de oxidación (0, +1, y +2). La calcopirita es la más común (CuFeS_2) y otros incluyen sulfuros, hidróxidos y carbonatos. Las formas dominantes del cobre en las partículas del aire son sólidos conteniendo aniones oxidados y aproximadamente el 50% de este Cu es soluble. La solubilidad (que depende fuertemente de los valores de pH, la precipitación ácida o alcalina y la acidificación/alcanilización de las aguas superficiales) puede tener un efecto significativo sobre las formas y el destino de los compuestos de cobre en el agua y en las soluciones del suelo (Bashkin, 2002).

El cobre en solución puede llevar cargas +1 o +2. La forma divalente es la que prevalece y es la más estable en condiciones oxigenadas. El ion cuproso (Cu^+) reacciona fuertemente con la formación de Cl^- . En contraste el ion cúprico (Cu^{2+}) forma complejos fuertes con carbonatos, fosfatos, hidróxidos y amonio y con varias moléculas orgánicas. Por ejemplo el cobre disuelto está asociado primariamente con ácidos húmicos o fúlvicos. Se ha calculado que en el agua de mar el 47 % del cobre total disuelto estaría unido a complejos orgánicos y el resto estaría acomplejado con el carbono inorgánico. Los iones de cobre divalente, son los que se sorben más fuertemente, tanto sobre sólidos orgánicos como inorgánicos, por ej.: son adsorbidos sobre los óxidos y arcillas (Bashkin, 2002). Los diferentes mecanismos de sorción sobre las partículas de sedimento dependerán de las distintas formas en que se presentan los metales, es decir intercambiables, sorbidos específicamente, ocluidos por óxidos e hidróxidos, unidos con la materia orgánica e incluidos en los espacios intercapas (láminas) de los minerales de silicio (Tessier et al., 1979). A partir del estudio de la especiación del cobre, se infiere que es mayor la actividad biológica del Cu^{2+} hidratado que la del quelato y algunas formas complejadas orgánica o inorgánicamente (Bashkin, 2002)

Entrando específicamente al ciclo del cobre puede decirse que el flujo del Cu es dominado por el transporte en los ríos. El cobre que alcanza los océanos por transporte atmosférico es del mismo orden de magnitud que la que alcanza a partir de 3 fuentes estrictamente antropogénicas: descargas directas de residuos y líquidos cloacales en los océanos, descarga de efluentes cloacales e industriales en los ríos, los cuales eventualmente descargan en los mares y el uso de pinturas anti-fouling conteniendo cobre. La elevada concentración de cobre en el agua intersticial en la zona costera puede ser el resultado de varios procesos: la oxidación del Fe(II) en la misma matriz, la formación de oxihidróxidos de hierro amorfo y la disolución del cobre particulado por acción del pH (Teasdale et al., 2003). El transporte por aire ocurre principalmente con partículas y la mayoría de estas (> 90%) es inyectada a la atmósfera como resultado de las actividades antropogénicas (fundiciones, quema de combustible fósil, aplicación de funguicidas). El aporte de Cu antropogénico en su ciclo biogeoquímico global es relativamente pequeño, pero el transporte atmosférico es responsable del largo alcance de su dispersión por aire (Bashkin, 2002)

REFERENCIAS

- Aguilera A., Souza-Egipsy V., San Martín-Úriz P., Amils R. 2008.. Extracellular matrix assembly in extreme acidic eukaryotic biofilms and their possible implications in heavy metal adsorption. *Aq. Toxicol.* 88: 257–266.
- Appenroth K.-J. 2010. Definition of “Heavy Metals” and Their Role in Biological Systems. *En: Soil Heavy Metals*, Sherameti, Varma (eds.), Soil Biology, Vol 19, Springer-Verlag Berlin,, pp 19-29.
- Atkinson C.A., Jolley D.F., Simpson S.L. 2007. Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments. *Chemosphere* 69:1428–1437.
- Bai J., Xiao R., Cui B., Zhang K., Wang Q., Liu X., Gao H., Huang L. 2011. Assessment of heavy metal pollution in wetland soils from the young and old reclaimed regions in the Pearl River Estuary, South China. *Env. Poll.* 159: 817-824.
- Barwick M., Maher W. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Mar. Env. Res.* 56: 471-502.
- Bashkin V.N. 2002. Biogeochemical cycling of trace elements. *En: Modern biogeochemistry*. Kluwer Academic Publ., The Netherlands, pp 161-197.
- Beck A.J., Cochran J.K., Sañudo-Wilhelmy S.A. 2010. The distribution and speciation of dissolved trace metals in a shallow subterranean estuary. *Mar. Chem.* 121: 145–156.
- Benjamin M.M., Honeyman B.D. 1992. Trace Metals. *En: Global Biogeochemical Cycles*, Butcher, Charlson, Orians, Wolfe (eds.) Academic Press Inc. San Diego, CA, USA. 379 pp.
- Blasco J., Sáenz V., Gómez-Parra A. 2000. Heavy metal fluxes at the sediment|water interface of three coastal ecosystems from south-west of the Iberian Peninsula. *Sci. Tot. Env.* 247: 189-199.
- Borch T., Kretzschmar R., Kappler A., Van Capellen P., Ginder-Vogel M., Voegelin A., Campbell K. 2010. Biogeochemical Redox Processes and their Impact on Contaminant Dynamics. *Env. Sci. & Technol.* 44: 15–23.
- Botté S. 2005. El rol de la vegetación en el ciclo biogeoquímico de metales pesados, en humedales del estuario de Bahía Blanca. *Ph.D. Thesis, UNS, Bahía Blanca, Argentina.* 280 pp
- Botté S., Freije H., Marcovecchio J.E. 2007. Dissolved Heavy Metal (Cd, Pb, Cr, Ni) concentrations in Surface Water and Porewater from Bahía Blanca Estuary Tidal Flats. *Bull Env.Cont.Toxicol.* 79: 415–421.
- Botté S., Freije H., Marcovecchio J.E. 2010 Distribution of Several Heavy Metals in Tidal Flats Sediments within Bahía Blanca Estuary (Argentina). *Wat. Air Soil Poll.* 210: 371–388.
- Bufflap S.E., Allen H.E.. 1995. Sediment pore water collection methods for trace metal analysis: a review. *Water Res.* 29: 165-177.
- Burke D.J., Weis J.S., Weis P. 2000. Release of metals by the leaves of the salt marsh grasses *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis*. *Est. Coast. Shelf Sci.* 51: 153–159.
- Caçador I., Caetano M., Duarte B., Vale C. 2009. Stock and losses of trace metals from salt marsh plants. *Mar. Env. Res.* 67: 75–82.
- Caetano M., Fonseca N., Vale R.C. 2007. Mobility of Pb in salt marshes recorded by total content and stable isotopic signature. *Sci. Tot. Env.* 380: 84–92
- Caetano M., Vale C., Cesário R., Fonseca N. 2008. Evidence for preferential depths of metal retention in roots of salt marsh plants. *Sci. Tot. Env.* 390: 466–474.
- Caplat C., Texier H., Barillier D., Lelievre C. 2005. Heavy metals mobility in harbour contaminated sediments: The case of Port-en-Bessin. *Mar. Poll. Bull.* 50: 504-511.
- Dauvin J.-C. 2008. Effects of heavy metal contamination on the macrobenthic fauna in estuaries: The case of the Seine estuary. *Mar. Poll. Bull.* 57: 160–169.
- Douglas S. 2005. Mineralogical footprints of microbial life. *Am. J. of Sci.* 305: 503–525.
- Duarte B., Almeida P.R., Caçador I. 2009. *Spartina maritima* (cordgrass) rhizosediment extracellular enzymatic activity and its role in organic matter decomposition processes and metal speciation. *Mar. Ecol.* 30: 65–73.
- Duarte B., Caetano M., Almeida P.R., Vale C., Caçador I. 2010. Accumulation and biological cycling of heavy metal in four salt marsh species from Tagus estuary (Portugal) *Env.Poll.* 158: 1661–68.
- Duffus J.H. 2002. “Heavy metals” - A meaningless term? *IUPAC. Pure Appl. Chem.* 74: 793–807.
- Du Laing G., Vanthuyne D.R.J., Vandecasteele B., Tack F.M.G., Verloo M.G. 2007. Influence of hydrological regime on pore water metal concentrations in a contaminated sediment-derived soil. *Env. Poll.* 147: 615-625.
- Du Laing G., Bontinck A., Samson R., Vandecasteele B., Vanthuyne D.R.J., Meers E., Lesage E., Tack F.M.G., Verloo M.G. 2008a. Effect of decomposing litter on the mobility and availability of

- metals in the soil of a recently created floodplain. *Geoderma* 147: 34–46.
- Du Laing G., De Vos R., Vandecasteele B., Lesage E., Tack F.M.G., Verloo M.G. 2008b. Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary. *Est. Coast. Shelf Sci.* 77: 589–602.
- Du Laing G., Meers E., Dewispelaere M., Vandecasteele B., Rinklebec J., Tack F. M.G., Verloo M.G. 2009a. Heavy metal mobility in intertidal sediments of the Scheldt estuary: Field monitoring. *Sci. Tot. Env.* 407: 2919–2930
- Du Laing G., Rinklebe J., Vandecasteele B., Meers E., Tack F.M.G. 2009. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. *Sci. Tot. Env.* 407: 3972–85.
- Duquesne S., Newton L.C., Giusti L., Marriot S.B., Stärk H-J., Bird D.J. 2006. Evidence for declining levels of heavy-metals in the Severn Estuary and Bristol Channel, U.K. and their spatial distribution in sediments. *Env. Poll.* 143: 187–196.
- Elliott M., Mcluskay D.S. 2002. The Need for Definitions in Understanding Estuaries. *Est. Coast. Shelf Sci.* 55: 815–827.
- Fernández Severini M.D., Botté S.E., Hoffmeyer M.S., Marcovecchio J.E. 2009. Spatial and temporal distribution of cadmium and copper in water and zooplankton in the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Est. Coast. Shelf Sci.* 85: 57–66.
- Fisher N.S, Hook S.E. 2002. Toxicology tests with aquatic animals need to consider the trophic transfer of metals. *Toxicology* 181/182: 531–536.
- França S., Vinagre C., Caçador I., Cabral H.N. 2005. Heavy metal concentrations in sediment, benthic invertebrates and fish in three salt marsh areas subjected to different pollution loads in the Tagus Estuary (Portugal). Baseline. *Mar. Poll. Bull.* 50: 993–1018.
- Gavriil A.M., Angelidis M.O. 2005. Metal and organic carbon distribution in water column of a shallow enclosed Bay at the Aegean Sea Archipelago: Kalloni Bay, Island of Lesbos, Greece. *Est. Coast. Shelf Sci.* 64: 200–210
- González-Dávila M. 1995. The role of phytoplankton cells on the control of heavy metal concentration in seawater. *Mar. Chem.* 48: 215–236.
- Gray J.S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Mar. Poll. Bull.* 45: 46–52.
- Grennan A.K. 2001. Metallothioneins, a Diverse Protein Family. *Plant Phys.* 155: 1750–51.
- Hatje V., Apte S.C., Hales L.T., Birch J.F. 2003. Dissolved trace metal distributions in Port Jackson estuary (Sydney Harbour), Australia. *Mar. Poll. Bull.* 46: 719–730
- Herut B., Sandler A. 2006. Normalization methods for pollutants in marine sediments: review and recommendations for the Mediterranean. *Israel Oceanogr. Limnol. Res. Report* H18, 23 pp.
- Ip C.C.M., Li X.-D., Zhang G., Wai O.W.H., Li Y.-S. 2007. Trace metal distribution in sediments of the Pearl River Estuary and the surrounding coastal area, South China. *Env. Poll.* 147: 311–323.
- Jakimska A., Konieczka P., Skóra K., Namiesnik J. 2011a. Bioaccumulation of metals in tissues of marine animals, Part I: the role and impact of heavy metals on organism. *Polish J Env. Studies* 20: 1117–25.
- Jakimska A., Konieczka P., Skóra K., Namiesnik J. 2011b. Bioaccumulation of metals in tissues of marine animals, Part II: metals concentration in animal tissues. *Polish J Env. Studies* 20: 1127–46.
- Jara-Marini M.E., Soto-Jiménez M.F., Páez-Osuna F. 2009. Trophic relationships and transference of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. *Chemosphere* 77: 1366–73.
- Kehrig H.A., Palermo E.F.A., Seixas T.G., Branco C.W.C., Moreira I., Malm O. 2009. Trophic transfer of methylmercury and trace elements by tropical estuarine seston and plankton. *Est. Coast. Shelf Sci.* 85: 36–44.
- Kelderman P., Osman A.A: 2007. Effect of redox potential on heavy metal binding forms in polluted canal sediments in Delft (The Netherlands). *Wat. Res.* 41: 4251 – 61.
- Kennish M.J. 1998. *Pollution impacts on marine biotic communities*, CRC Press (ed.), N.Y., pp 310.
- Knee K.L., Paytan A. 2011. Submarine Groundwater Discharge: A Source of Nutrients, Metals, and Pollutants to the Coastal Ocean. *En:Treatise on Estuarine and Coastal Science*, Wolanski, McLusky (eds.). Waltham: Acad. Press. Vol 4, pp. 205–233
- La Sala L.F., Petracci P.F., Smits J.E., Botté S., Furtness R.W. 2011. Mercury levels and health parameters in the threatened Olog's Gull (*Larus atlanticus*) from Argentina. *Env. Monit. Ass.* 181: 1–11.
- Langston W.J., Pope N.D., Jonas P.J.C., Nikitic C., Field M.D.R., Dowell B., Shillabeer N., Swarbrick R.H., Brown A.R. 2010. Contaminants in fine sediments and their consequences for biota of the Severn Estuary. *Mar. Poll. Bull.* 61: 68–82.
- Loring D.H., Rantala R.T.T. 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and

- suspended particulate matter. *Earth-Sc. Rev.* 32: 235-283.
- Marcovecchio J.E., Ferrer L. 2005. Distribution and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *J. Coast. Res.* 21: 826-834.
- Marcovecchio J.E., Botté S.E., Freije R.H. 2007. Heavy Metals, Major Metals, Trace Elements. *En: Handbook of Water Analysis 2nd Ed.* Nollet (ed.), CRC Press. Boca Raton, Fl. Ch. 11: 275-311.
- Marcovecchio J., Botte S., Fernandez Severini M., Delucchi F. 2010. Geochemical Control of Heavy Metal Concentrations and Distribution within Bahia Blanca Est. (Argentina). *Aq. Geoch.* 16: 251-266.
- Martinez G., Señor W. 2001. Especiación de metales pesados (Cd, Zn, Cu y Cr) en el material en suspensión de la pluma del Río Manzanares, Venezuela. *Interciencia* 26: 53-61.
- Navrátil T., Minařík L. 2002. Trace Elements and Contaminants, in Earth's System: History and Natural Variability. *En: Encyclopedia of Life Support Systems.* Cilek, Smith (eds.). UNESCO, EOLSS Publishers, Oxford, UK.
- Otero X.L., Macías F. 2002. Spatial and seasonal variation in heavy metals in interstitial water of salt marsh soils. *Env. Poll.* 120: 183-190.
- Prego R., Cobelo-García A. 2003. Twentieth century overview of heavy metals in the Galician Rias (NW Iberian Peninsula). *Env. Poll.* 121: 425-452.
- Rainbow PS. 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Env. Poll.* 120: 497-507.
- Rao C.R.M., Sahuquillo A., Lopez Sanchez J.F. 2008. A Review of the Different Methods Applied in Environmental Geochemistry For Single and Sequential Extraction of Trace Elements in Soils and Related Materials. *Wat. Air Soil Poll.* 189: 291-333.
- Reboreda R., Caçador I. 2007. Halophyte vegetation influences in salt marsh retention capacity for heavy metals. *Env. Poll.* 146: 147-154
- Reichmuth J.M., Weis P., Weis J.S. 2010 Bioaccumulation and depuration of metals in blue crabs (*Callinectes sapidus* Rathbun) from a contaminated and clean estuary. *Env. Poll.* 158: 361-368.
- Reinfelder J.R., Fisher N.S., Luoma S.N., Nichols J.W., Wang W.-X. 1998. Trace element trophic transfer in aquatic organisms: A critique of the kinetic model approach. *Sci. Tot. Env.* 219: 117-135.
- Rubio B., Nombela M.A., Vilas F. 2000. La contaminación por metales pesados en las Rías Baixas gallegas: nuevos valores de fondo para la Ría de Vigo (NO España). *J Iberian Geol.* 26: 121-149.
- Salomons W. 1995. Long-term strategies for handling contaminated sites and large-scale areas. *En: Biogeodynamics of pollutants in soils and sediment.* Salomons, Stigliani (eds.) Springer-Verlag Berlin, pp: 1-30.
- Salomons W., Förstner U. 1984. *Metals in the hydrocycle.* Springer-Verlag, Berlin, 688pp.
- Santos-Echeandía J., Vale C., Caetano M., Pereira P., Prego R. 2010. Effect of tidal flooding on metal distribution in pore waters of marsh sediments and its transport to water column (Tagus estuary, Portugal). *Mar. Env. Res.* 70: 358-367
- Sierra M., Martínez F.J., Aguilar J. 2007. Baselines for trace elements and evaluation of environmental risk in soils of Almería (SE Spain). *Geoderma* 139: 209-219.
- Simonetti P., Botté S.E., Fiori S.M., Marcovecchio J.E. 2012. Heavy-Metal Concentrations in Soft Tissues of the Burrowing Crab *Neohelice granulata* in Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Arch. Env. Cont. and Toxicol.* 62: 243-253.
- Soto-Jiménez M.F. 2011. Transferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas. *Hidrobiológica* 21: 239-248.
- Sprovieri M., Feo M.L., Prevedello L., Salvagio Manta D., Sammartino S., Tamburrino S., Marsella E. 2007. Heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in surface sediments of the Naples harbour (southern Italy). *Chemosphere* 67 998-1009.
- Sundby B., Vale C., Caetano M., Luther G.W. 2003. Redox chemistry in the root zone of a salt marsh sediment in the Tagus Estuary, Portugal. *Aq. Geochem.* 9: 257-271.
- Sundby B., Caetano M., Vale C., Gobeil Ch. Luther G.W., Nuzzio D.B. 2005. Root-Induced Cycling of Lead in Salt Marsh Sediments. *Env. Sci. Technol.* 39: 2080-86.
- Teasdale P.R., Apte S.C., Ford P.W., Batley G.E., Koehenken L. 2003. Geochemical cycling and speciation of copper in waters and sediments of Macquarie Harbour Western Tasmania. *Est. Coast. Shelf Sci.* 57: 475-487.
- Tessier A., Campbell P.G., Bisson C. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51: 844-851.
- Tijani M.N., Onodera S. 2009. Hydrogeochemical Assessment of Metals Contamination in an Urban Drainage System: A Case Study of Osogbo Township, SW-Nigeria. *J. Wat. Res. Prot.* 3: 164-173.
- Trudel M., Rasmussen J.B. 1997. Modeling the elimination of mercury by fish. *Env. Sci. Tech.* 31: 1716-22.

- Turner A., Millward G.E. 2002. Suspended Particles: Their Role in Estuarine Biogeochemical Cycles. *Est. Coast. Shelf Sci.* 55: 857–883.
- Ure A.M., Quevauviller Ph., Muntau H., Griepink B. 1993. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. *Int. J. Env. Anal. Chem.* 51: 135-151.
- Van Den Broek H., De Wolf H., Backeljau T., Blust B. 2010. Effect of metal accumulation on metallothionein level and condition of the periwinkle *Littorina littorea* along the Scheldt estuary (the Netherlands). *Env. Poll.* 158: 1791–99
- Viers J., Dupréa B., Gaillardet J. 2009. Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database. *Sci. Tot. Env.* 407:853-868.
- Waeles M, Riso R.D., Maguer J-F., LeCorre P. 2004. Distribution and chemical speciation of dissolved cadmium and copper in the Loire estuary and North Biscay continental shelf. *Est. Coast. Shelf Sci.* 59: 49-57.
- Wang W.X. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Mar.Ecol. Pr. Series* 243: 295-309.
- Wang W.X., Ke C.H. 2002. Dominance of dietary intake of cadmium and zinc by two marine predatory gastropods. *Aq. Toxicol.* 56: 153-165
- Wang W.X., Fisher N.S., Luoma.S.N. 1996. Kinetic determinations of trace element bioaccumulation in the mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Ecol. Pr. Series* 140: 91-113.
- Weis, J.S., Weis P. 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Env. Internat.* 30, 685– 700.
- Windham L., Weis J.S, Weis P. 2003. Uptake and distribution of metals in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (cordgrass) and *Phragmites australis* (common reed). *Est. Coast. Shelf Sci.* 56: 63–72.
- Wood, J.M. 1974. Biological cycles for toxic elements in the environment. *Science* 183: 1049-52.
- Xia P., Meng X., Yin P., Cao Z., Wang X.2011. Eighty-year sedimentary record of heavy metal inputs in the intertidal sediments from the Nanliu River estuary, Beibu Gulf of South China Sea. *Env. Poll.* 159: 92-99.
- Zhang L., Wang W.X. 2006. Significance of subcellular metal distribution in prey in influencing the trophic transfer of metals in a marine fish. *Limnol Oceanogr.* 51: 2008-2017.
- Zhang W., Yu L., Lu M., Hutchinson S.M., Feng H. 2007. Magnetic approach to normalizing heavy metal concentrations for particle size effects in intertidal sediments in the Yangtze Estuary, China. *Env. Poll.* 147: 238-244.
- Zhou Q., Zhang J., Fu J., Shi J., Jiang G. 2008. Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analyt. Chim. Acta* 606: 135–150.

CAPÍTULO 11

COMPUESTOS ORGÁNICOS PERSISTENTES EN SISTEMAS COSTEROS BAJO PRESIÓN ANTRÓPICA: PRINCIPALES GRUPOS, TENDENCIAS DE MONITOREO Y COMPUESTOS EMERGENTES

Andrés H. Arias, Ana L. Oliva, Alfonso Vázquez-Botello, Guadalupe Ponce-Vélez, Matías N. Tártara.

La contaminación de sistemas costeros por compuestos orgánicos persistentes es uno de los tópicos más llamativos actualmente, por lo atractivo que resultan para los medios de difusión las imágenes sobre desastres petroleros, de aves y otros organismos cubiertos de brea, etc. Desafortunadamente, en ocasiones este interés no se encuentra directamente relacionado al aumento en las publicaciones científicas sobre el efecto de estos compuestos (PAHs, PCBs, PBDEs, Pesticidas, TBTs, entre otros) sobre nuestros litorales. El siguiente Capítulo tratará sobre los principales grupos de contaminantes orgánicos persistentes, sus características e importancia ambiental, tendencias de monitoreo mundial, etc., en búsqueda de avances y carencias del arte en un período actual. Por último se discutirá sobre los compuestos orgánicos persistentes “no clásicos” o emergentes, señalando los principales grupos y desafíos de cara al futuro.

1. INTRODUCCIÓN

Los océanos cubren un 70,8% de la superficie de la tierra, es decir aproximadamente 361,3 millones de km² para una superficie total de 510 millones de km². En volumen los océanos y los hielos marinos representan 97,95% del agua del planeta.

Se estima que el 60% de la población mundial (3600 millones de individuos) vive a menos de 60 Km de la costa y, que esa proporción aumentará a 75% (6.400 millones) en los próximos 30 años. El 80% de los recursos oceánicos se concentran en la plataforma continental; el océano encierra 80% de la biodiversidad biológica, con un porcentaje incierto aún no descubierta. En este sentido, se estima que los fondos marinos, que en gran parte permanecen inexplorados, albergan un orden de 10 millones de especies de las que aún nada sabemos.

Más de tres cuartas partes de los materiales que degradan los océanos proceden de la tierra. Llegan infiltrándose en el suelo para reaparecer en los ríos y cuencas que desembocan en el mar, por derramamiento directo o a través de la atmósfera. Las principales causas se encuentran en la falta de estructuras urbanas de saneamiento, la agricultura intensiva y la industria. Por ejemplo, un 70% de los desechos vertidos en el Pacífico no reciben ningún tipo de tratamiento previo (PNUMA, 1997), mientras que en el mar Mediterráneo se arrojan directamente 1700 millones de m³ de aguas servidas municipales por año, de las cuales tres cuartas partes no han sido tratadas (PNUMA), y llegan junto con unos 66 mil millones de metros cúbicos de desechos industriales. Los países en desarrollo acumulan estos inconvenientes, ya que el fuerte crecimiento demográfico, la carencia de medios financieros y muchas veces de expertos en gestión, les impide hacer frente a esta realidad. Dicha realidad ha colocado tradicionalmente el foco de la investigación y la preocupación sobre el impacto de las actividades humanas en los océanos, en particular debido a la contaminación antropogénica y la explotación de los recursos marinos (alimentos y combustible) -en ocasiones, ambas al mismo tiempo-. Esto se ha traducido en el destino de grandes recursos de investigación al impacto ambiental

producido por grandes accidentes de buques petroleros y plataformas de explotación *off-shore*. Sin embargo, en el pasado cercano, el interés y foco sobre las áreas costeras, sus dinámicas biológicas, ciclos biogeoquímicos, productividad, flujo de carbono, flujo de contaminantes terrestres, etc. no se ha correlacionado en forma directa con un número creciente de publicaciones científicas. Un principio de cambio se registra durante los últimos años, en los que se ha producido un reconocimiento de la interrelación entre la salud humana y los océanos. De hecho, se está generando un sólido conocimiento de los posibles efectos directos de los océanos sobre la salud humana, tanto perjudiciales y beneficiosos.

En la última década, varios trabajos de primera línea establecieron las tendencias y áreas de vacancia de datos en la investigación marina: el cambio global, floraciones de algas nocivas, la contaminación microbiana y química de las aguas marinas y mariscos, modelaje marino y capacidad de obtención de productos naturales de los mares (Knap et al., 2002; Dewailly et al., 2002; NRC, 1999; Anon, 2001; Informe Pew, 2003; Stegeman et al., 2002; Kovats et al., 1998; Tyson et al., 2004; Fleming & Laws, 2006). Centrándose en el área de la contaminación marina y en particular aquella provocada por los compuestos orgánicos persistentes, el siguiente capítulo discurrirá en el análisis de los principales grupos de estos contaminantes, sus principales características, tendencias globales de monitoreo costero, estado del arte, algunos compuestos emergentes y principales desafíos de este área de cara al futuro.

2. Principales Grupos de COPs en sistemas costeros

2.1. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos

Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos, PAHs, constituyen una clase única de contaminantes orgánicos persistentes (COPs) constituidos por cientos de sustancias individuales. Estos compuestos contienen dos o más anillos fusionados formados por átomos de carbono e hidrógeno, aunque muchas familias de PAHs presentan grupos funcionales que pueden incluir elementos diversos. No obstante, desde el punto de vista ambiental, sólo un pequeño grupo de estos compuestos adquiere importancia.

Los PAHs pueden ser originados naturalmente mediante gradientes térmicos de baja temperatura y alta presión; por esto constituyen una fracción significativa del petróleo. Un gran porcentaje de su generación reside en la combustión de madera y petróleo, por esto, la mayoría de las emisiones ambientales de PAHs son generadas a partir de procesos industriales y domésticos (WHO, 1998; **Fig. 1**).

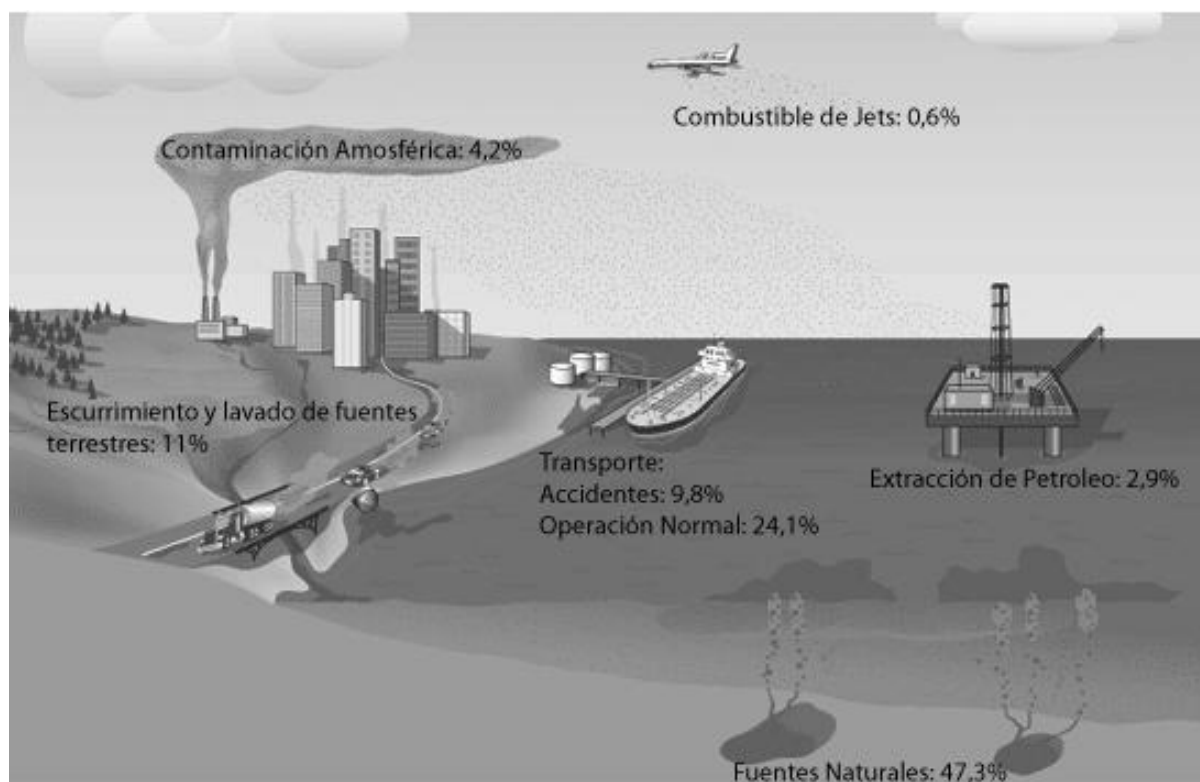


Figura 1. Fuentes y dinámica de PAHs en los ecosistemas

Sus principales características fisicoquímicas son: sólidos a temperatura ambiental, poseen como regla altos puntos de fusión y ebullición, bajas presiones de vapor y muy bajas solubilidades en agua que tienden a disminuir al aumentar la masa molecular (estas características serán abordadas en detalle en la siguiente sección). Mayormente se presentan como mezclas complejas en los ambientes y sólo un grupo particular de estos reviste importancia ecotoxicológica debido a su alta actividad mutagénica y carcinogénica.

Los PAHs que ingresan al ambiente por vía atmosférica son rápidamente adsorbidos sobre materia particulada. Su destino final estará determinado por numerosos procesos de partición y transporte subsiguientes. Como la afinidad de los PAHs sobre las fases orgánicas es mayor que sobre agua, sus coeficientes de partición entre solventes orgánicos y agua son altos (K_{ow}). De acuerdo con esto, las afinidades por las fracciones orgánicas en sedimentos, suelos y organismos son también altas y consecuentemente se encuentran frecuentemente bioacumulados en algunos organismos.

A la fecha, un grupo seleccionado de PAHs ha sido definido como prioritario en torno a su inclusión en programas de monitoreo (Neff, 1979; Meador et al., 1995; Neilson et al., 1998) e incluido entre los 100 contaminantes prioritarios por la US-EPA: 16 de estos PAHs han sido definidos como particularmente importantes debido a su potencial toxicidad para mamíferos y organismos acuáticos (EPA, 1987), y por lo tanto prioritarios en cuanto a su inclusión en programas de monitoreo en sistemas costeros: Naftaleno (Na), 2-metil-Naftaleno (2-Me-Na), Acenaftileno (Ac), Acenafteno (Ace), Fenantreno (Phe), Antraceno (An), Fluoranteno (Flu), Py (Pireno), Benzo-a-antraceno (BaA), Criseno (Cr), Indenopireno (IP), Dibenzo-ah-antraceno (DBA), Benzo-ghi-perileno (BghiP). Estos compuestos poseen de 2 a 6 anillos fusionados y pesos moleculares de 128 a 278 g/mol. Las principales características fisicoquímicas que controlan su distribución entre fase disuelta y particulada

tanto en la atmósfera, hidrósfera o biósfera son sus solubilidades (S) y sus presiones de vapor (Vp). Los valores de solubilidad fluctúan desde altamente insolubles (por ej.: Benzo-*ghi*-perileno; 0,003 mg/L) hasta escasamente solubles (por ej.: Naftaleno; 31 mg/L, el mas soluble de los PAHs), y la solubilidad descende en un orden de magnitud por anillo añadido a la estructura. De igual manera, las presiones de vapor varían en un rango que va desde alta volatilidad (por ej.: Naftaleno) hasta relativamente no volátiles (por ej.: Dibenzo-*ah*-antraceno). Estos compuestos son en conjunto moderada a altamente lipofílicos y los logaritmos de sus coeficientes de partición octanol-agua varían desde 3,37 hasta 6,75. Todos estos valores son presentados en la **Tabla I**.

Tabla I. Principales propiedades fisicoquímicas de los 16 PAHs prioritarios

	Nº de anillos	PM	Punto de Fusión	Punto de Ebullición	Solubilidad (S)	Presión de vapor (V _p)	Log K _{ow}
Naftaleno	2	128	80,5	218	31	10,4	3,37
2-Me-Naftaleno	2	142					
Acenaftileno	3	150	92	270	16,1	0,9	4
Acenafteno	3	154	96,2	277	3,8	0,3	3,92
Fluoreno	3	166	116	295	1,9	0,09	4,18
Fenantreno	3	178	101	339	1,1	0,02	4,57
Antraceno	3	178	216	340	0,045	0,001	4,54
Fluoranteno	4	202	111	375	0,26	0,00123	5,22
Pireno	4	202	156	360	0,132	0,0006	5,18
Benzo-a-antraceno	4	228	160	435	0,011	2,80E-05	5,91
Criseno	4	228	255	448		5,70E-07	5,86
Benzo-b-Fluoranteno	5	252	168	481	0,0015		5,8
Benzo-k-fluoranteno	5	252	217	481	0,0008	5,20E-08	6
Benzo-a-Pireno	5	252	175	495	0,0038	7,00E-07	6,04
Indeno.1,2,3-pireno	6	278	175				
Dibenzoantraceno	5	278	267	524	0,0006	3,70E-10	6,75
Benzo-ghi-perileno	6	268	277		0,00026		6,5

Dinámica de PAHs en al ambiente: Existen diversos mecanismos de entrada de estos compuestos a los sistemas costeros (**Fig.1**):

Lavado de tierras urbanas: El término responde al agua que “lava” la superficie urbanizada durante las tormentas. No existen muchos trabajos sobre este tipo de aporte en la literatura. A partir de los trabajos mas intensivos, por ej., en la Bahía de *Narragest* (USA), se pueden mencionar estimaciones para este tipo de fuente: en ella se calculó un aporte de 681 Kg. de PAHs/año, lo cual constituyó cerca del 40% de los ingresos totales medidos (Hoffman et al., 1984).

Transporte Atmosférico -deposición seca y húmeda-: Las fuentes de PAHs que emiten a la atmósfera incluyen la combustión de combustibles fósiles, gasolinas, madera, carbón etc. La volatilización de ciertas fracciones de petróleo a la atmósfera también es otra de las fuentes.

Todas estas fuentes contribuyen a los niveles descargados en los ambientes marinos costeros a través de los procesos de deposición seca y húmeda. Estos procesos actúan en estuarios tanto en la cuenca drenante como en la superficie costera de los mismos. Las distribuciones de PAHs en aire muestran un amplio rango de concentraciones y generalmente están dominadas por Fenantreno, Fluoranteno y Pireno (Latimer y Zheng, 2003); este perfil de dominancias de PAHs de 3 y 4 anillos bencénicos incluidos en su estructura sugiere una mezcla de fuentes pirolíticas y petrogénicas. En general, existe una amplia brecha en el conocimiento respecto a niveles y fuentes de PAHs atmosféricos para la Argentina; los escasos trabajos reportados se limitan a los de Dieter Wenzel et al. (1997) en Mendoza o Rehwagen et al. (2005) en La Plata.

Las concentraciones totales de PAHs en las precipitaciones también varían en un amplio rango, que va desde 84 a 1397 ng/L (Latimer et al. 1997; Manoli et al. 2000). El perfil de PAHs aportado por esta vía -con las dificultades propias en la comparación debido a las diferencias del número de PAHs reportados- coincide aproximadamente con el propio hallado para aire, incluyendo Naftaleno, Fenantreno, Fluoranteno y Pireno. Al igual que lo hallado para fuentes atmosféricas, este perfil sugiere fuentes mixtas (pirolíticas /petrogénicas).

Al momento no existen estudios extensivos sobre diferentes tipos de aportes en sistemas costeros que permitan estimar fehacientemente las contribuciones en cada caso. Entre las zonas más intensivamente estudiadas a nivel mundial se incluyen las Bahías de Narragansett y Chesapeake (USA). Para ambas, los ingresos de PAHs están dominados por los aportes de la cuenca drenante (tributarios): 70% del total, incluyendo fuentes municipales + atmosféricas + tributarios para la Bahía de Narragansett (Latimer et al. 1997), y 87% sobre el total para la Bahía de Chesapeake (Baker et al. 1990). No obstante, debe ser apreciado que los aportes de los ríos y aún de los sistemas de descarga municipales son alimentados por deposiciones atmosféricas y aportes de fuentes puntuales. Esto es un indicio de que la determinación y caracterización de fuentes y sumideros de PAHs en zonas costeras densamente antropizadas es un ítem que aun requiere desarrollo.

Tendencias de monitoreo: Existe un interés firmemente sostenido en la comunidad científica acerca del comportamiento y destino de los PAHs en el medioambiente, en particular en sistemas costeros antropizados. En un sondeo realizado en cuanto al número de publicaciones científicas enfocadas en PAHs sobre sistemas costeros (nodos **Science Direct** y **Scopus**) abarcando los últimos cinco años y discriminando por área geográfica continental, se observó una tendencia promedio creciente en el número de publicaciones científicas asociadas al tema (**Fig. 2**). Los máximos volúmenes de información en estos tópicos publicados durante los últimos cinco años se hallan en Europa y los países asiáticos en plena expansión: Corea del Sur, China, Tailandia, Japón, seguidos por Canadá, India, USA, Austria y Australia. Para Sudamérica, se observa un incremento particular durante los últimos dos años, llegando a unas 60 publicaciones durante 2010; por el contrario, tanto África, Asia como Norteamérica evidenciaron un descenso en el N° de publicaciones referentes a PAHs en sistemas costeros durante este último período.

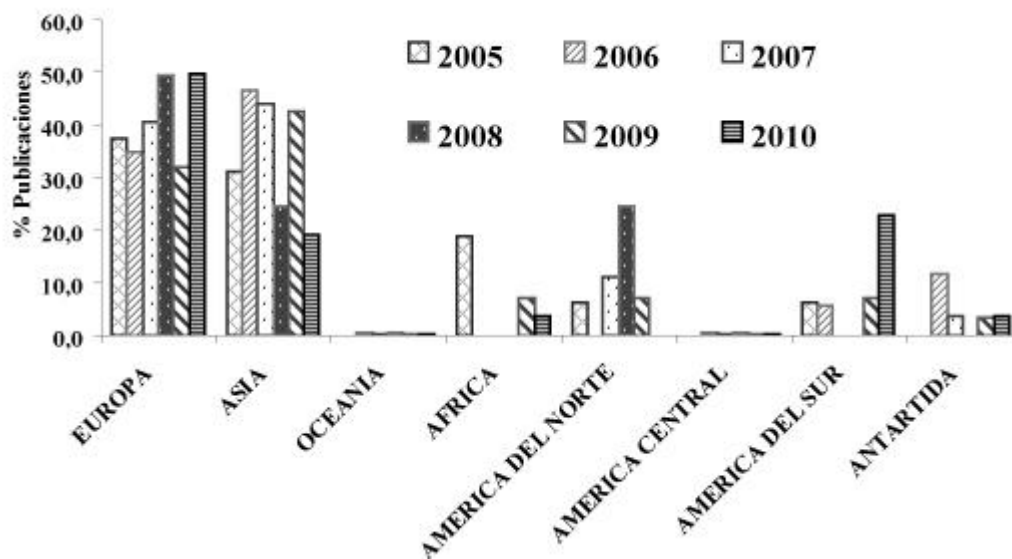


Figura 2. Porcentaje de publicaciones científicas relativas a PAHs en sistemas costeros durante los últimos cinco años, discriminadas por continente

2.2. Pesticidas

Los agroquímicos son compuestos químicos que se usan en la agricultura y en la ganadería; según la definición de plaguicida de la FAO: “Es cualquier sustancia o mezcla de sustancias destinadas a prevenir, destruir o controlar cualquier plaga, incluyendo los vectores de enfermedades humanas o de los animales, las especies no deseadas de plantas y animales que causan perjuicios o que interfieren de cualquier forma en la producción, elaboración, almacenamiento, transporte o comercialización de alimentos, productos agrícolas (incluye no alimenticios como el algodón, remolacha azucarera y otros), madera o alimentos para animales o que pueden administrarse a los animales para combatir insectos, arácnidos u otras plagas. El término incluye las sustancias usadas como reguladoras del crecimiento de las plantas, desfoliantes, desecantes, agentes para reducir la densidad de frutas o evitar su caída prematura y las sustancias usadas antes o después de las cosechas para proteger a los productos del deterioro durante el transporte y almacenamiento”. Entre ellos se encuentran diferentes grupos con distintas finalidades.

Fertilizantes: son sustancias químicas o sintéticas que se usan para enriquecer el suelo con distintos nutrientes.

Plaguicidas o pesticidas: se utilizan para prevenir, destruir o controlar las plagas (vegetales o animales) que afectan a los cultivos y a las pasturas. También a los insectos que son vectores de enfermedades humanas (por ejemplo, los mosquitos o las vinchucas). Los pesticidas son la causa principal del impresionante aumento tanto en los rendimientos en la agricultura por el control de plagas y enfermedades como también en el control de las enfermedades transmitidas por insectos (paludismo, dengue, encefalitis, filariasis, etc.) en el sector de la salud humana.

Otros insumos: Por ejemplo los productos veterinarios (antibióticos, cremas de ordeño, vacunas, etc.).

Durante los últimos cinco años en la Argentina -paradigma a nivel mundial- el uso de agroquímicos creció en el marco del impresionante desarrollo de la cadena agroindustrial. La producción de granos se triplicó en 25 años (de 30 millones de toneladas a más de 90,

con un horizonte actual de 100 millones de Ton). El uso de estas sustancias químicas es fundamental para reducir las pérdidas por plagas y enfermedades. En el mundo existen aprox. 30000 tipos de malezas, de las cuales 1200 tienen un fuerte impacto en los cultivos. Además existen más de 10000 clases de insectos (predadores) y cerca de 80000 enfermedades que pueden afectar el desarrollo de una planta. Por ejemplo, se estima que mediante el uso de pesticidas se reducen a un 10% las pérdidas en las cosechas de soja y a un 15% las de maíz y trigo; lo mismo ocurre para la producción de frutas, verduras y hortalizas. En sentido opuesto, el lado ominoso de los pesticidas radica en los residuos (trazas) que dejan estos en los alimentos, su impacto sobre el medio ambiente y la salud humana. El ciclo de procesos de transporte y acumulación de esas trazas se esquematiza en la **Fig. 3**.

Clasificación

Cuando se habla de pesticidas se involucran numerosas familias de compuestos, con diferentes efectos y destinos; por ejemplo, el “Manual de Pesticidas” de 1979 (C. Worthing, 6ª edición, de Protección de Cultivos, British Council) presentaba ya en ese entonces 543 ingredientes activos. Aproximadamente 100 de estos corresponden a los insecticidas organofosforados y 25 son los carbamatos utilizados como insecticidas. La edición homóloga del año 2000, “*The Pesticide Manual*” (T. Tomlin, 12ª edición, British Crop Protection Council, Reino Unido, www.bcppc.org) describe 812 pesticidas. En el presente, mas de 900 productos químicos sintéticos han sido aprobados como pesticidas a través de el mundo y el número de productos comercializados se estima en alrededor de 20000. Los insecticidas organofosforados siguen siendo el grupo más grande de los insecticidas del mercado, con 67 ingredientes activos, sin embargo, los piretroides se encuentran aumentando en importancia, con 41 ingredientes activos. Los inhibidores de la desmetilación de esteroides (DMI), constituyen los principales fungicidas (31). A estos le siguen los inhibidores de la fotosíntesis (16 triazinas, 17 ureas y otros grupos menores) y los ácidos ariloalcanoicos (imitadores de la auxina, 20), los cuales constituyen inhibidores muy potentes y populares (Stenerssen 2004).

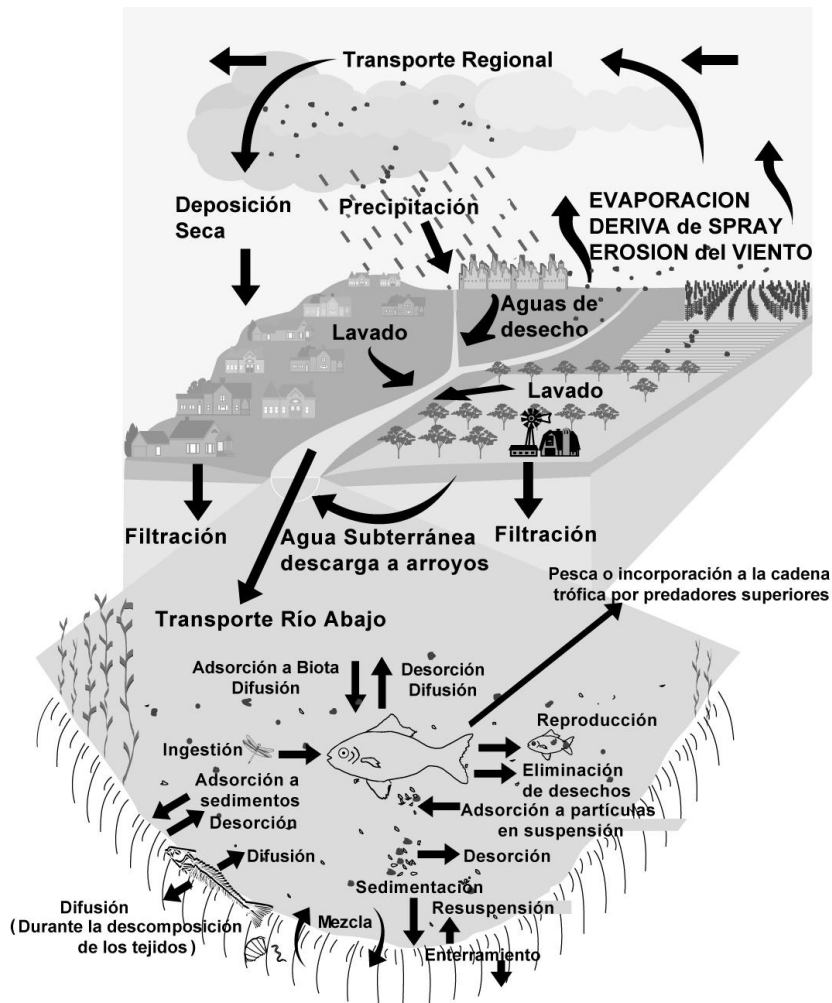


Figura 3. Movimiento de pesticidas en el ciclo hidrológico y desde el sedimento a la cadena trófica.

Como se detalla en la **Fig. 4**, el mercado de global de pesticidas es dominado por el uso de herbicidas (47,6%), seguido por el mercado de los insecticidas (29%). La Argentina, en especial durante los últimos 8 años, se ha apartado drásticamente de este patrón: los herbicidas ocupan el 71% del mercado, correspondiendo mayoritariamente al mercado del Glifosato, el herbicida por excelencia utilizado en cultivos de soja transgénica. Dentro de los insecticidas (13% del mercado), el mercado argentino es liderado por el Endosulfan, un pesticida organoclorado utilizado principalmente en los cultivos de soja y detectado frecuentemente en los ambientes acuáticos (Colombo et al. 1995, Arias et al. 2010).

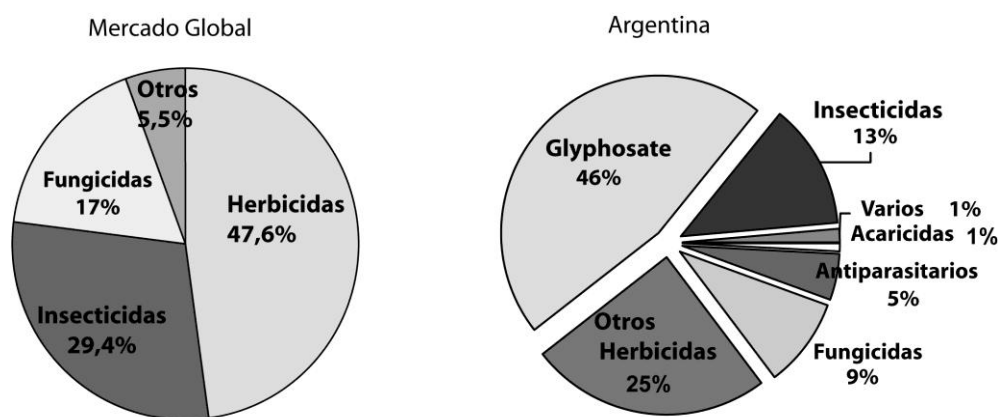


Figura 4. Distribución porcentual del mercado de pesticidas a nivel mundial y en la Argentina.

Pesticidas Organoclorados

Dentro de los pesticidas más persistentes, es decir de mayor vida media en el ambiente, se encuentran los pesticidas organoclorados. Estos insecticidas se dividen en tres grandes familias de productos químicos: los análogos del DDT, los isómeros del clorobenceno (BHC) y los ciclodienos. El DDT es uno de los organoclorados más persistentes y duraderos de todos los insecticidas de contacto debido a su baja solubilidad en agua y extremadamente baja presión de vapor. El DDT tiene un amplio espectro de actividad en las diferentes familias de insectos y otros organismos relacionados. Por otro lado, los isómeros BHC son activos frente a una gran variedad de plagas. Los ciclodienos son eficaces en la acción de contacto de larga persistencia; por esto son muy utilizados como insecticidas del suelo y de tratamiento de semillas. Debido a su persistencia y toxicidad, la mayoría de estos pesticidas organoclorados han sido prohibidos o restringidos a nivel mundial. Como excepción se presentan los Endosulfanos (parte del paquete tecnológico para el cultivo de la soja transgénica), los cuales aún no han sido regulados para Argentina a pesar de que más de 60 países han comenzado su prohibición paulatina. El *Endosulfan* se utiliza para la producción de diferentes cultivos, como hortalizas, pero también se aplica como insecticida para la chinche verde de la soja. La **Tabla II** lista los principales organoclorados regulados en el país.

Tendencias de monitoreo: El estado del arte del monitoreo de pesticidas en el ambiente muestra que los principales continentes que aportan información sobre fuentes y destino de estos compuestos en sistemas costeros son Europa, Asia y América del Norte, respectivamente. Sin embargo, el número de publicaciones en estos continentes ha disminuido durante el transcurso del 2010. Por el contrario, Sudamérica reveló un aumento sostenido en el número su número de publicaciones científicas relativas a pesticidas; en especial, durante el mencionado año, llegando al 7% del total de publicaciones referidas a organoclorados en sistemas costeros en ese año (**Fig. 5**).

Tabla II. Principales Pesticidas Organoclorados Regulados en Argentina.

Nombre de la Sustancia Química	Nivel de Restricción	Detalles de la Restricción (por ej.: razón para la acción de control, usos permitidos, etc.)	Año	Origen de la Norma
2,4,5-T	P	Decreto 2.121/90	1990	S. Veg.
ALDICARB	SR	Limitaciones edáficas y de uso: Decreto 2.121/90.	1990	S. Veg.
ALDRIN	SR	Proh. en bovinos y porcinos: Decreto 2.143/68	1968	S. Anim.
	P	Decreto 2.121/90	1990	S. Veg.
CANFECLOR	SR	Proh. en bovinos y porcinos: Decreto 2.143/68	1968	S. Anim.
	SR	Proh. como gorgojicida: Disp 47/72. En la totalidad del ciclo vegetativo de cereales y oleaginosos. Disp.79/72	1972	S. Veg.
CLORDANO	P	Decreto 2.143/68. Ley 18.073/69. Decreto 2.678/69	1969	S. Anim.
	SR	Proh. en tabaco: Disp. 80/71. Proh. como gorgojicida: Disp. 46/72 Proh. en praderas u otros cultivos forrajeros. Dec.7.972 USOS PERMITIDOS: Hormiguicida y tratamiento de suelo. Ley 18.073/69. Dec. 2.678/69	1971	S. Veg.
		Proh. En la totalidad del ciclo vegetativo de cereales y oleaginos	1969	
CLOROBENCILATO	P	Proh. en insecticidas domisanitarios. Disp. 7.292/98	1998	
D.D.T.	P	Decreto 2.121/90	1990	S. Veg.
	SR	Proh. en bovinos y porcinos: Decreto 2.143/68	1968	S. Anim.
	P	Decreto 2.121/90	1990	S. Veg.
	P	Res. 133/91	1991	SALUD
	P	Proh. en insecticidas domisanitarios. Disp. 7.292/98	1998	ANMAT / SALUD
DICLORVOS	R	Proh. en formulaciones para uso domisanitario, de liberación continua y prolongada		ANMAT / SALUD
DIELDRIN	P	Ley 22.289/80	1980	S. Anim. / S. Veg.
ENDRIN	SR	Proh. en bovinos y porcinos. Decreto 2.143/68.	1968	S. Anim.
	P	Decreto 2.121/90.	1990	S. Veg.
ETION	SR	Proh. en perales / manzanos Res:10/91	1991	S. Veg.
H.C.B.	SR	Proh. en bovinos y porcinos: Decreto 2.143/68	1968	S. Anim.
	SR	Proh. como gorgojicida: Disp:47/72 Como terap. / para tratamiento de semillas. Res. 10/91.	1972-1991	
H.C.H.S.	P	Ley 22.289/80.	1980	Anim. / S. Veg.
H.C.H.	P	Proh. en insecticidas domisanitarios. Disp. 7.292/98	1998	ANMAT / SALUD
HEPTACLORO	P	Decreto 647/68. Ley 18.073/69. Decreto 2.678/69.	1969	S. Anim.
	P	Todos los usos cancelados. Res. IASCAV 27/93 -	1993	S. Veg.
	P	Proh. en insecticidas domisanitarios. Disp. 7.292/98	1998	ANMAT / SALUD
LINDANO	SR	Proh. en bovinos y porcinos: Decreto 2.143/68	1968	S. Anim.
	SR	Proh. en Tabaco: Disp.80/71. Proh. como Gorgojicida. Disp:47/72 USOS PERMITIDOS: Tucuricida en Campos naturales, Hormiguicida para Tratamiento de suelos y de semillas	1971-1972	
	SR	USO PERMITIDO como pediculicida y escabicida. Res. 133/91	1991	SALUD
	P	Proh. en insecticidas domisanitarios. Disp. 7.292/98	1998	ANMAT / SALUD
PARATION	P	Res. 7/96	1996	SALUD
PARATION (ETIL)	P	Res. SAGYP 606/93	1993	SAGYP
PARATION (METIL)	P	Res. SAGYP 606/93	1993	SAGYP

Referencias: Res.: Resolución. Disp.: Disposición. Proh.: Prohibido. Prohibido (P), Severamente restringido (SR) - Suspendido (S), S. Veg. : Sanidad Vegetal, S. Anim. : Sanidad Animal, SAGYP: Secretaría de Agricultura, Pesca y Alimentación, SALUD.: Ministerio de Salud de la Nación, ANMAT: Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica.

2.3. TBTs

Dentro de los compuestos orgánicos persistentes con mayor presencia en los ambientes acuáticos, se encuentran los compuestos orgánicos de estaño. Inicialmente se desarrollaron como sustancias para el control de polillas, en la década de 1920; después fueron utilizados más ampliamente como bactericidas y fungicidas (OMS 1980). La denominación general de compuestos orgánicos de estaño incluye: metilestaños, butilestaños, fenilestaños, octilestaños y ciclohexilestaños. Los principales usos de estos compuestos son como aditivos en

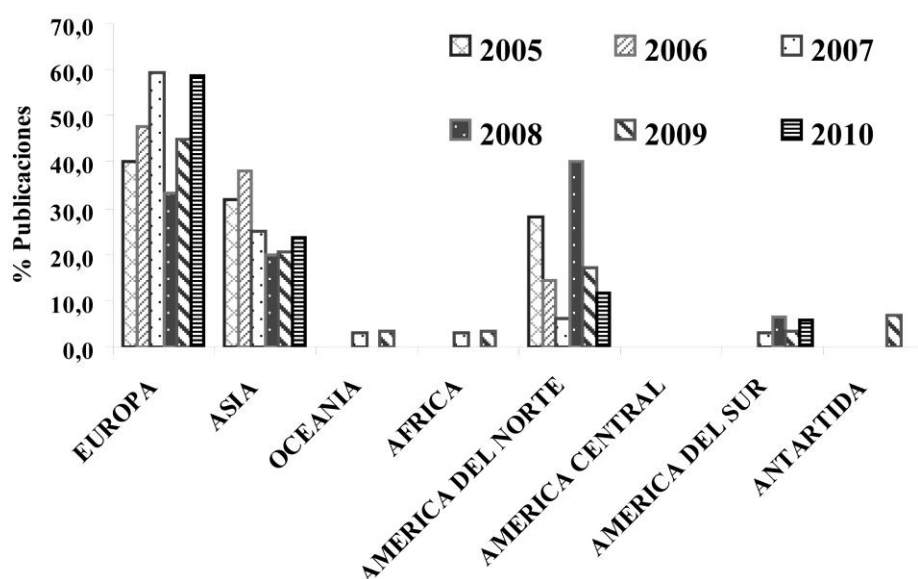


Figura 5. Porcentaje de publicaciones científicas relativas a pesticidas organoclorados en sistemas costeros durante los últimos cinco años, discriminadas por continente.

la industria del cloruro de polivinilo (PVC), catalizadores (para la producción de siliconas y poliuretano), biocidas, agroquímicos y cubiertas de vidrios. El uso de tributilestano (TBT) en las pinturas antiincrustantes marinas - que data de 1960 - inicialmente ocurrió como un refuerzo de biocidas en las formulaciones a base de cobre. Como resultado de la eficacia sobre el cobre, el uso de pinturas a base de TBT se aceleró enormemente en la década de 1970. La producción anual de compuestos orgánicos de estaño aumentó de <5.000 Ton. en 1955 a > 50.000 Ton. en 1995, es decir un orden de magnitud, (Fent 1996; OCDE, 2001), siendo el 15-20% compuestos tri-organo-estannicos (Bennett 1996).

Además de su aplicación como antiincrustantes, los compuestos de estaño se utilizan como conservantes de madera y fungicidas. Sin duda, su aplicación principal como pinturas antiincrustantes a los cascos de barcos, redes de pesca, cangrejos, muelles y depósitos de agua de enfriamiento ha contribuido a su liberación directa en los sistemas acuáticos, lacustres, marinos y costeros. Tanto las pinturas de asociación libre - desde las cuales el compuesto era lixiviado libremente al agua de mar - como las pinturas autolimpiantes (copolímero) - desde donde se desprendía en forma controlada por capas - han representado (y representan) la principal fuente de TBT para los ambientes marinos costeros. El éxito comercial de las pinturas autolimpiantes de lixiviación controlada radica en que los buques podían llegar a estar hasta 60 meses sin ser necesario volver a pintarlos. Como era de esperar, estas pinturas han tenido, y siguen teniendo - pese a las restricciones - un gran éxito en el sector de transporte marítimo. También fueron usadas en buques pequeños y en embarcaciones de recreo hasta que, en la década de los ochenta, muchos países prohibieron su uso en barcos de eslora inferior a 25 metros (OMI, 1999). Los estudios ambientales llevados a cabo demostraron que los compuestos de organoestaño persistían en el agua y los sedimentos, y que ello producía la destrucción de otros organismos marinos - para los cuales no estaba dirigido el biocida-, sumado al ingreso y acumulación dentro de la cadena alimentaria. Los primeros efectos dañinos sobre organismos no integrantes de las incrustaciones biológicas fueron evidenciados en la Bahía de Arcachon (Francia) donde se reportaron los problemas más agudos por contaminación con TBT, desde 1975 a 1982

(Alzieu 2000). En forma similar, numerosos trabajos han reportado los efectos nocivos del TBT sobre diversas especies acuáticas de gran interés económico-comercial, en especial sobre gasterópodos y moluscos (por ejemplo: Lau et al. 2007, Berto et al. 2007, Bigatti et al. 2009, Bao et al. 2011). Trabajos posteriores han confirmado su bioacumulación en la cadena trófica (Harino et al. 2007, Choi et al. 2011).

En cuanto a los efectos endocrinos de los compuestos de TBT, desde principios de los ochenta se comenzó a observar el desarrollo de características sexuales masculinas en ejemplares hembra de algunos caracoles marinos (una condición llamada "imposex", Smith et al. 1981, Bryan et al. 1987). Con el avance de las investigaciones se informó también sobre una menor tasa de reproducción en poblaciones de diversos gasterópodos (ORTEP, Organotin Environmental Programme, International non-profit organization of producers of organotin compounds; <http://www.ortepa.org>)

Spooner y Pica (1990) describieron un mecanismo de toxicidad mediante el cual los compuestos organoestánicos aumentaban los niveles de testosterona en los ejemplares hembra. En este sentido, Bettin et al. (1996) postularon que dicho aumento es debido a la inhibición del citocromo CitP450 aromatasa, que normalmente metaboliza la testosterona a 17b-estradiol en las hembras. Por último, una hipótesis alternativa plantea que los TBTs producen efectos neurotóxicos en los organismos blanco, produciendo como consecuencia, niveles aumentados de testosterona (Feral y Le Gall 1983).

No se han reportado efectos endócrinos por TBTs para otro tipo de animales, al menos en las concentraciones normalmente encontradas en los ambientes acuáticos. Para los ensayos sobre mamíferos de laboratorio, se encuentran alteraciones en algunas pruebas bioquímicas, pero solo a altas concentraciones de TBT - peso de la glándula suprarrenal y la hipófisis, cambios histológicos de la glándula pituitaria y ciertos niveles de hormonas como la insulina, la tiroxina, TSH y LH – son citados por Funahashi et al. (1980) y Krajnc et al. (1984).

Tendencias de monitoreo: El estado del arte del monitoreo de TBTs en el ambiente muestra que los principales continentes que aportan información sobre fuentes y destino de estos compuestos en sistemas costeros son Europa, Asia y América del Norte y Sudamérica, respectivamente. En particular para Sudamérica, se registra el mayor porcentaje de aportes en publicaciones sobre esos compuestos para los años 2009 y 2010 (**Fig. 6**).

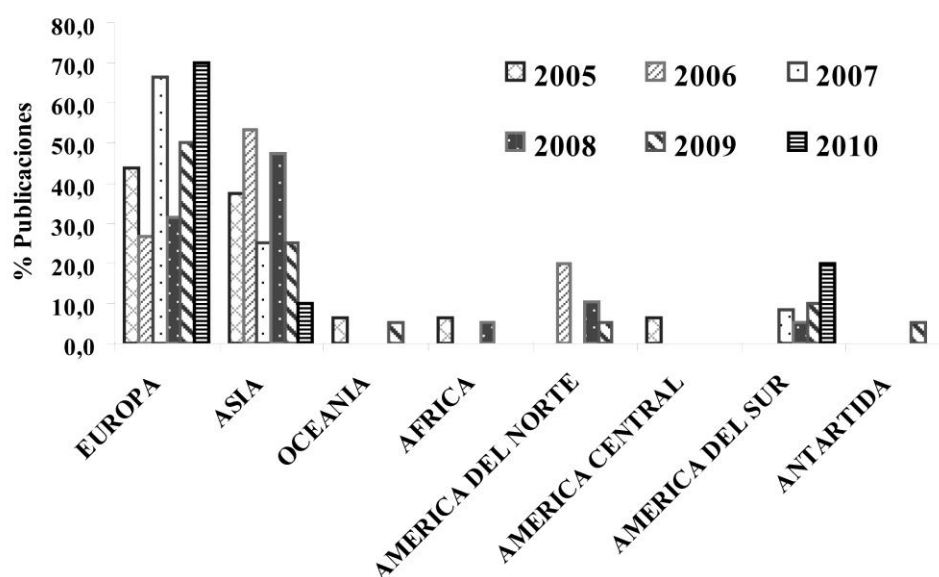


Figura 6. Porcentaje de publicaciones científicas relativas a TBTs en sistemas costeros durante los últimos cinco años, discriminadas por continente.

2.4. Retardantes de llama bromados

Los Éteres polibromados (PBDE, del inglés: “polybrominated diphenylethers”) son compuestos representativos de la familia de los retardantes de llama bromados (BFRs, del inglés: “brominated flame retardants”) entre los que se cuentan también los compuestos Hexabromociclododecanos (HBCDs, del inglés: “hexabromocyclododecanes”). Estas sustancias se utilizan en diferentes tipos de plásticos, equipos eléctricos y electrónicos, textiles (Alaee et al. 2003) y pueden filtrarse al medio ambiente durante el ciclo de vida de dichos productos, incluida su disposición final en residuos. Los retardantes de llama bromados son la opción menos costosa para imprimir la cualidad de “resistente al fuego” en los materiales. Si bien existen alternativas disponibles a estos compuestos, tales como algunos compuestos de fósforo y organometálicos, estos son más costosos y pueden plantear algunos problemas de fabricación. En cuanto a su forma de aplicación, los retardantes de llama se pueden utilizar como reactivos o aditivos químicos. Los reactivos retardantes de llama se incorporan a los materiales poliméricos mediante enlaces covalentes con el polímero, mientras que los retardantes tipo “aditivos” se disuelven en el polímero (Renner et al. 2000).

Aunque se trata de un grupo bastante diverso de compuestos, el mecanismo por el cual producen “retardo de combustión” es prácticamente el mismo. Luego de la aplicación de calor, estos compuestos se descomponen antes que la matriz del polímero que los contiene. Los productos de descomposición impiden o bloquean el progreso de la combustión: los BFRs que contienen halógenos funcionan básicamente interfiriendo en la cadena química de radicales que tiene lugar en fase gaseosa durante la combustión. Los radicales de alta energía formados en esos momentos (OH^* , H^* , etc.) son capturados por el bromo liberado por los BFRs. En este proceso es de importancia crítica la temperatura de descomposición de los BFRs respecto al polímero, idealmente debería estar unos 50°C por debajo. La mayoría de los BFRs poseen esta característica térmica dada la baja estabilidad de los enlaces carbono-bromo. En cuanto al tipo de cadena carbonada, puesto que los

residuos aromáticos confieren menor estabilidad que los residuos alifáticos, los primeros son los ampliamente elegidos.

Los BFRs son ampliamente utilizados (Kajiwara et al. 2008, Pulktavoba et al. 2009, Mariottini et al. 2008, Jaspers et al. 2006, Van den Steen et al. 2009); su distribución a lo largo del mundo y su toxicidad semejan a estos compuestos con los Bifenilos policlorados (PCBs) y el DDT (Holm et al. 1993, Sellstrom et al. 1993, Xiao-Zhong Hu et al. 2007, Lema et al. 2007).

Estructura: La presencia generalizada de estos compuestos en el medio ambiente ha merecido una preocupación creciente debido a su persistencia, hidrofobicidad y potencial toxicidad. Los retardantes de llama bromados han atraído considerable interés porque se comportan de la misma manera que los clásicos contaminantes orgánicos clorados en el medio ambiente con gran similitud de efectos tóxicos (Darnerud et al. 2006) a saber; por ejemplo, los PBDE son probados disruptores endocrinos (Darnerud 2008; Tseng et al 2008; Talsness et al 2005). Más aun, los PBDE son estructuralmente similares a los PCBs (bifenilos policlorados) y PBB (bifenilos polibromados), y por ende comparten propiedades similares, por ejemplo, poseen un gran número de congéneres dependiendo del número y de la posición de los átomos de bromo en los dos fenilos (**Fig. 7**). El número total de congéneres es 209 y el número de isómeros para los éteres mono, di-, tri-, tetra-, penta-, hexa-, hepta-, octa-, nona- y decabromodifenilos son: 3, 12, 24, 42, 46, 42, 24, 12, 3 y 1, respectivamente (WHO, 1994).

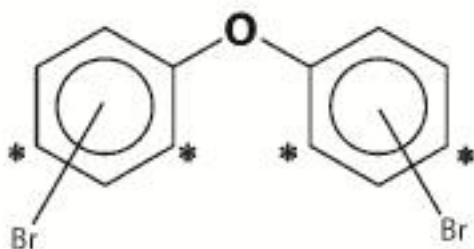


Figura 7. Estructura química de los éteres difenilicos polibromados. Los * indican los sitios de sustitución más activos.

Los PBDES son resistentes a ácidos y bases, así también como al calor, la luz, agentes oxidantes y reductores (Allchin et al. 1999) y por lo tanto, persistentes en el medio ambiente. No obstante esta persistencia suele ser menor a la de sus homólogos clorados, debido a la menor fortaleza del enlace C-Br. Su capacidad de ser biotransformados es casi nula, sin embargo pueden provocar desregulaciones hormonales. Su gran lipofilicidad unida a su resistencia los convierte en sustancias ideales para la bioacumulación en organismos.

Se estima que la producción global de BFRs es de 150Gg/año, de los cuales aproximadamente el 50% son PBDE (67 Gg/año). Debido a sus bajas presiones de vapor (10^{-6} a 10^{-9} Torr), los PBDE se particionan con la fase gaseosa y particulada. Esto da lugar a dos caminos posibles: las reacciones con OH^- , fotólisis y posterior degradación y el transporte atmosférico de estas sustancias a grandes distancias.

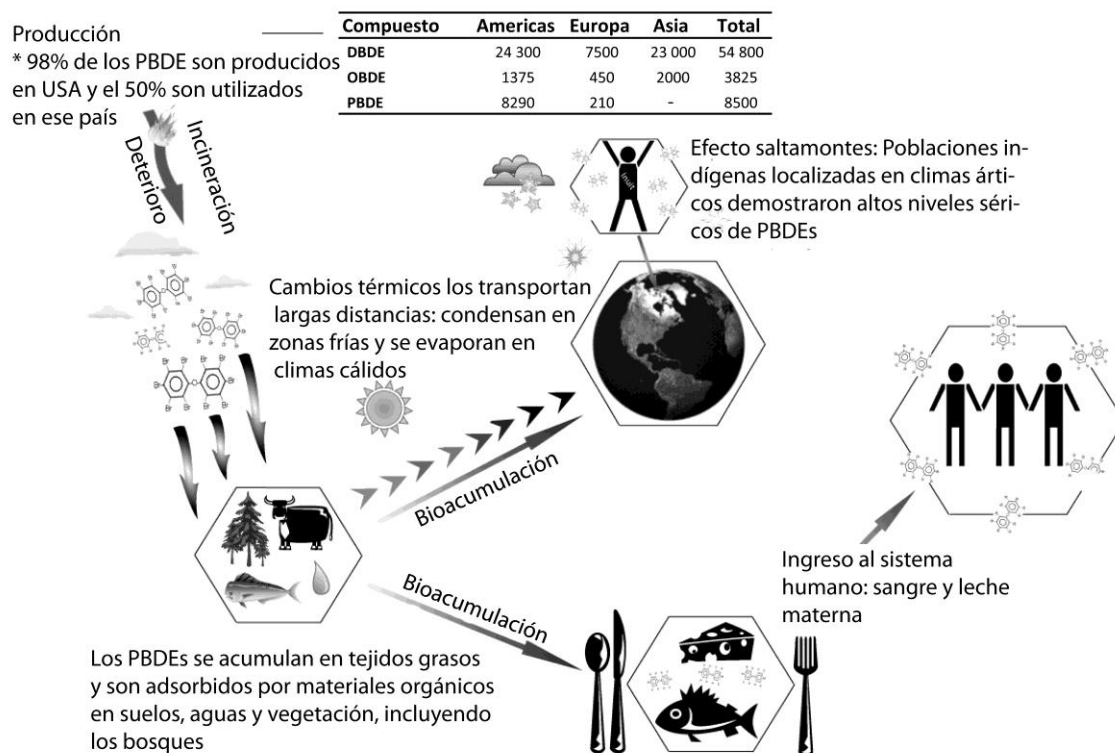


Figura 8. Movilidad y transporte de PBDEs. La tabla indica la demanda de PBDE en toneladas métricas para el año 1999.

Existen fabricantes de plástico en las regiones costeras de Asia y los países Sudamericanos en desarrollo (Tanabe et al 2008). Estos fabricantes producen plástico ignífugo para las computadoras, televisores y otros productos de consumo que contienen BFRs. Al mismo tiempo, según registros de la Escuela de Salud Pública de la Universidad de Texas, USA los mayores productores de PBDE para USA son Albermale Chemical y Great Lakes Chemical. Si bien esto convierte estas zonas en potenciales hotspots para PBDEs, dada las propiedades fisicoquímicas de estos COPs, estos pueden alcanzar sitios remotos en el planeta (**Fig. 8**). Sumado a los ingresos por accidentes y vertidos incidentales al ambiente, una de las rutas de ingreso de BFRs al ambiente es la incineración de plásticos y productos que los contengan: los BFRs poseen el potencial de transformarse en dibenzo-p-dioxinas policloradas y dibenzofuranos policlorados (PCDD/Fs) bajo tensión térmica (Weber y Kuch 2003).

En cuanto al momento de su aparición como COPs en el medioambiente, estudios realizados sobre muestras de suelo archivados demostraron que la acumulación de retardantes de llama bromados de origen antropogénico se inició durante el siglo 20, coincidiendo con el comienzo de las actividades industriales a gran escala (Kjeller et al. 1991). Si bien existen trabajos recientes que demuestran un posible origen natural para MeO-PBDEs (Wan et al. 2009), la fuerte correlación de la presencia de PCDDs/Fs en suelos y la expansión industrial (**Fig. 9**) marcan un origen netamente antropogénico para estos compuestos (Kjeller et al. 1991).

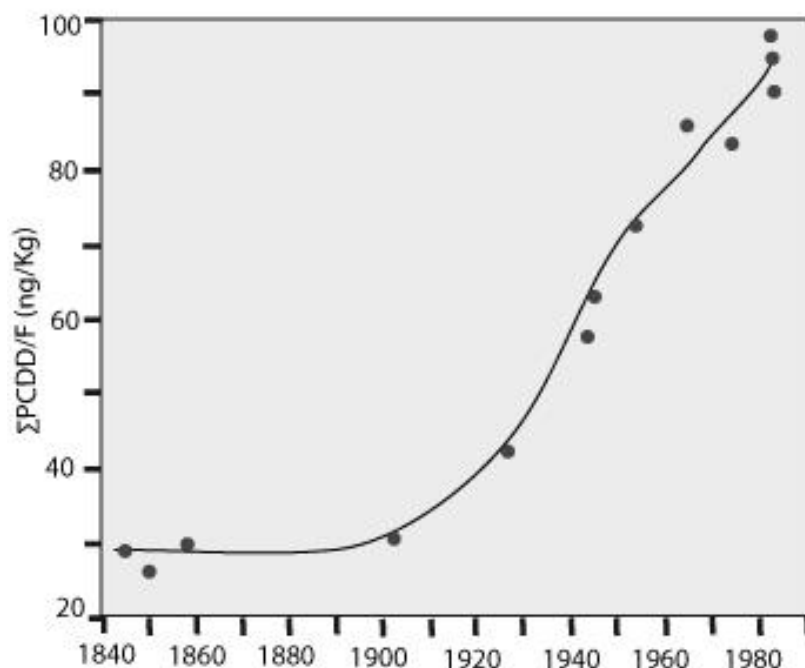


Figura 9. Contenido de Σ PCDD/Fs en suelos entre 1946 y 1986.

A pesar de ser no ser un tóxico emergente, es poco lo que se conoce acerca de la toxicología de los PBDEs. Recién en 2008 la USEPA editó un trabajo sobre la toxicología de uno de sus congéneres, BDE-209. Costa y Giordano compilaron en 2007 información sobre neurotoxicidad en función de relaciones dosis respuesta: la exposición a PBDEs provocaba hiperactividad y disminución en la capacidad de adaptación así como pérdida de la memoria e interrupción del aprendizaje. Se cree que estos efectos son en su mayoría debidos a la disrupción del sistema tiroxina, específicamente por la reducción de la T4 circulante.

La Tiroxina (T4) está implicada en el metabolismo y el desarrollo neural. Existen coincidencias sustanciales entre la T4 y los PBDEs: ambos comparten la misma estructura difenólica y ambos poseen sustituciones de halógenos; I- en el caso de la T4 y Br- en el caso de los PBDEs (**Fig. 10**). Los receptores de T4 exhibirían actividad inespecífica con los PBDEs, mediante la cual tanto mecanismos agonistas como antagonistas podrían desarrollarse. En cuanto al tiempo de toxicidad, la modalidad de toxicidad aguda por PBDEs parece escasa. Por otra parte los congéneres con mayor toxicidad parecen ser los compuestos con 4 a 6 Br⁻.

La acción de los PBDEs como disruptores hormonales ha sido asociada a anomalías de neurodesarrollo, pubertad retrasada y alteraciones en la reproducción (Zhou et al. 2001, Stoker et al. 2005, Costa y Giordano 2007).

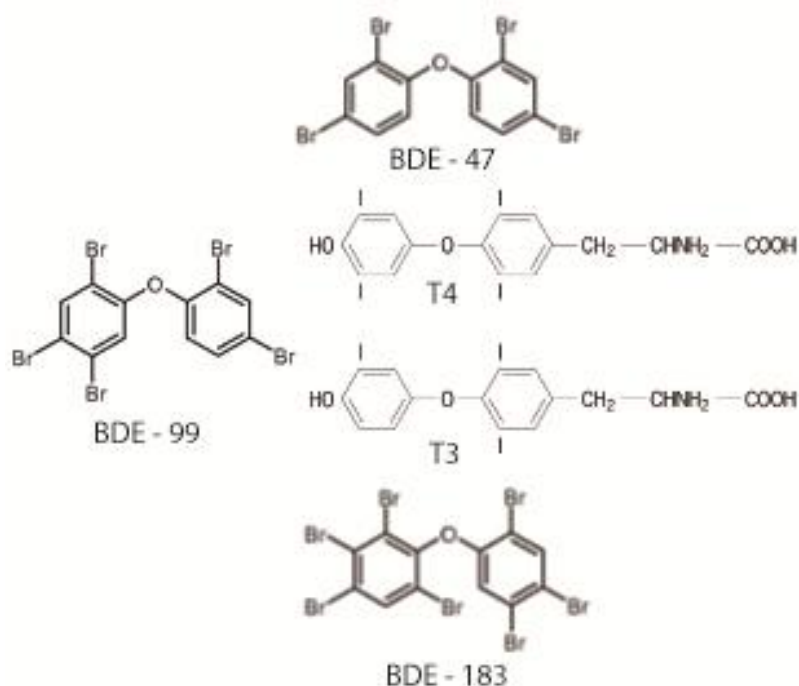


Figura 10. Disruptores Hormonales: analogía estructural entre la Tiroxina (T3, T4) y algunos congéneres de los PBDEs.

Tendencias de monitoreo: Existe un fuerte interés en el monitoreo de los BFRs en sistemas costeros. A partir de las búsquedas realizadas sobre la diversa literatura a lo largo del mundo, se concluye que el máximo número de trabajos se ubican en Europa, Asia y Norteamérica, con una tendencia homogénea en cuanto al número de publicaciones en el período analizado (**Fig. 11**). Por otra parte, prácticamente no hay información sobre la medición de BFRs en sistemas costeros de Sudamérica o el hemisferio Sur. En cuanto a la Argentina, no se registran publicaciones sobre el tema para el período analizado (2005-2010), y existen sólo dos publicaciones referentes a PBDEs correspondientes al año 2011 (Odarza et al. 2011 y Colombo et al. 2011). Esto revela una amplia brecha en el conocimiento de estos COPs para el hemisferio Sur.

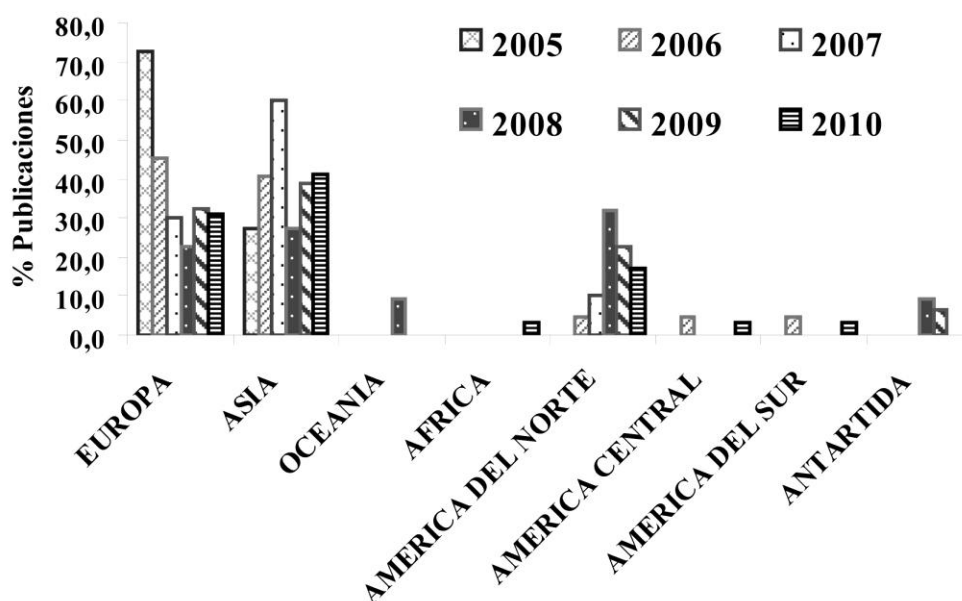
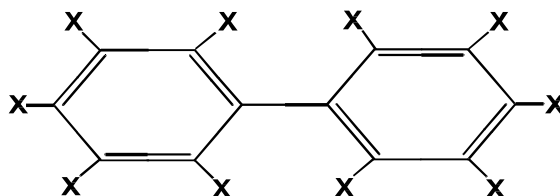


Figura 11. Porcentaje de publicaciones científicas relativas a Retardantes de Llama en sistemas costeros durante el período 2005-2010, discriminadas por continente.

2.5. Bifenilos Policlorados

Los bifenilos policlorados (PCBs) son un grupo de compuestos sintéticos con una estructura básica similar, usados durante décadas en una amplio rango de aplicaciones industriales, tales como aceites de corte, selladores, tintas, papel carbónico, aditivos para pinturas y pesticidas (Addis 1982), y en particular como refrigerantes y lubricantes en equipos eléctricos cerrados, tales como transformadores y capacitores. En su estructura química, contienen átomos de carbono, hidrógeno y cloro. El gran número de combinaciones posibles de estos átomos permite formar 209 tipos diferentes de PCBs (congéneres), diferenciándose en la posición y número de átomos de Cloro, desde (1 átomo de Cl hasta 10) en el bifenilo, formándose algunos compuestos más perjudiciales que otros. Sus características fisicoquímicas más salientes son: alta resistencia eléctrica, relativamente baja presión de vapor y baja solubilidad en agua, pero son solubles en grasas. Estas propiedades específicas de los PCB indican tanto su idoneidad como fluido dieléctrico, como su potencial riesgo ambiental debido a su gran persistencia.



$C_{12}H_{(10-n)}Cl_n$ $X = H \text{ o } Cl$
Estructura Molecular PCB

Los PCBs fueron sintetizados por primera vez en 1881 por Schmidt and Schulz (Donna y Ralph, 1996), pero no fueron utilizados con fines industriales hasta 1929. Durante más de 50 años los PCBs fueron producidos y utilizados en todo el mundo, la producción

mundial de PCBs se ha estimado en más de $1,3 \times 10^6$ ton. Las mezclas industriales contienen en su mayoría entre 50 y 70 congéneres y se las considera desde el punto de vista industrial ideales debido a su gran estabilidad tanto química como térmica, a su baja inflamabilidad y a sus excelentes propiedades como aislantes eléctricos (Pedersen et al. 1996).

Desde el descubrimiento de los PCBs en el medio ambiente en 1966 (Jensen 1966), se ha reconocido que el uso de mezclas de PCBs implica un gran riesgo para los organismos en el medio ambiente acuático, debido a su persistencia, bioacumulación y toxicidad conocida, razón por la cual, su producción fue prohibida en algunos países desarrollados durante la década del 70' (Loganathan y Kannan 1994). Debido a estas características han sido incluidos en la lista de contaminantes prioritarios de la EPA y en la UN-ECE POP (Protocolo de Lerche et al. 2002).

Los PCBs presentan una elevada vida media (desde 60 días hasta 27 años en agua, 3-38 años para sedimentos; Sinkkonen y Paasivirta 2000), son resistentes a la degradación por procesos físicos, químicos y biológicos, se bioacumulan en la cadena alimentaria (Muir et al. 1988, Toman 1989) y generan efectos adversos tanto sobre el medio ambiente como en la salud humana (Jones y deVoogt 1999).

En el presente los PCBs siguen siendo liberados al medio ambiente a través de vías diversas: mantenimiento deficiente de sitios de desechos peligrosos que contienen PCBs, el vertido ilegal o inadecuado de líquidos de transformadores viejos, incendios accidentales y revolatilización de los suelos anteriormente expuestos a PCBs, deposición atmosférica (Cousins y Jones 1998, Breivik et al. 2002, Preston 1992; Broman et al. 1996; Thompson et al. 1996), etc.

El transporte atmosférico es el mecanismo más importante para la dispersión global de estos compuestos. Los bifenilos sin átomos Cl o con 1 átomo de Cl permanecen en la atmósfera, los que tienen de 1-4 átomos de Cl gradualmente migran hacia latitudes polares (Iwata et al 1993, Bard 1999) en una serie de ciclos de volatilización/ deposición, los que tienen de 4-8 átomos de Cl permanecen en las latitudes medias y los que tienen de 8-9 Cl permanecen cerca de la fuente de contaminación (Wania y Mackay 1996).

La principal fuente de PCBs en las aguas superficiales es la deposición atmosférica sin embargo la resuspensión de los sedimentos que contienen PCB es también responsable de las concentraciones en el agua (Hansen 1999). Una vez en el medio acuático estos compuestos en virtud de su baja solubilidad en agua, se retiran de la columna y se asocian con partículas en suspensión o se volatilizan de la superficie del agua. Los congéneres mas clorados son más propensos a absorberse, mientras que los menos clorados tienden a volatilizarse (Eisenreich et al. 1983, 1992, Pearson 1996).

Al igual que el resto de los COPs, debido a su naturaleza hidrofóbica poseen el potencial de bioacumularse, y dada su larga vida media y la escasa capacidad de metabolismo de los organismos, estos compuestos tienden a biomagnificarse en la cadena alimentaria (Thomann 1989, Swackhamer y Skoglund 1993). La población puede estar expuesta a los PCBs por la ingesta de alimentos contaminados, especialmente pescados de aguas contaminadas, y por la inhalación de aire contaminado. El consumo de alimentos (pescados, mariscos) sigue siendo el principal contribuyente a la carga corporal de PCBs en la población.

En cuanto a la toxicología de los PCBs, las exposiciones agudas a niveles altos de estos compuestos han sido asociadas a erupciones en la piel, picazón y ardor, irritación de los ojos y la piel, alteraciones en la función hepática y el sistema inmunológico, depresión, fatiga e impotencia (Environment Canada, 1985). Los efectos crónicos a niveles bajos de

PCB reportados incluyen daño hepático, efectos en la reproducción y desarrollo y posiblemente cáncer. La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) considera a los PCBs como probables carcinógenos humanos (IARC 1987).

Tendencias de monitoreo: Pese a la prioridad dada a los PCBs y evidenciada en los diferentes protocolos de seguimiento y eliminación citados anteriormente, existe descenso en el número de publicaciones científicas referentes a su presencia, transporte, distribución y orígenes en sistemas costeros. A partir de las búsquedas realizadas sobre la diversa literatura a lo largo del mundo, se concluye que el máximo número de trabajos se ubican en Europa, Asia y Norteamérica, en sentido decreciente (**Fig. 12**). Por otra parte, existe muy escasa información para sistemas costeros de Sudamérica o el hemisferio Sur, revelando escaso número de trabajos, aunque en tendencia creciente. Esto revela una deuda en el conocimiento de estos COPs que parece iniciar su saldo, en contrapartida con lo observado para el hemisferio norte, donde el tema -ampliamente estudiado- parece decrecer en interés.

3. Contaminantes Orgánicos Emergentes

En el último tiempo se viene dispensando atención creciente a diferentes sustancias que se encuentran aumentando en número, concentración y distribución en el ambiente; estos corresponden en general a productos farmacéuticos, productos de cuidado personal y una variedad de disruptores endocrinos biológicamente activos que no poseen ningún tipo de regulación desde las legislaciones vigentes. Estas sustancias químicas son conocidas colectivamente como contaminantes orgánicos emergentes (COEs). Los rápidos avances en la técnicas analíticas han permitido un rápido crecimiento en el descubrimiento y cuantificación de estas sustancias en el ambiente (Kuster et al. 2008, Snyder, 2008); a pesar de esto, su importancia ambiental es en muchos casos desconocida y en el mejor de los casos escasa. Las principales fuentes de COEs son las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas y hospitalarias, aguas de desecho de industrias químicas y aguas de lavado y desecho en el área de agricultura y ganadería.

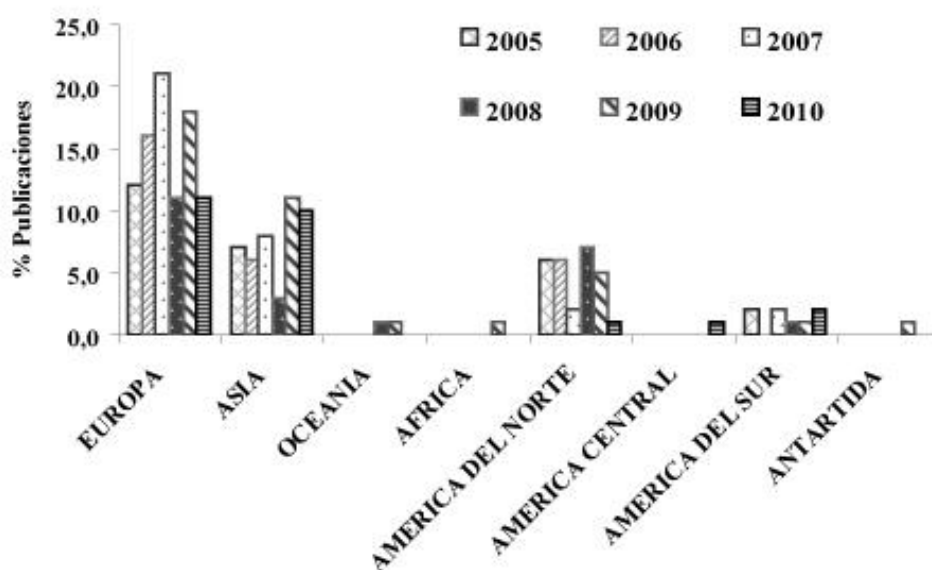
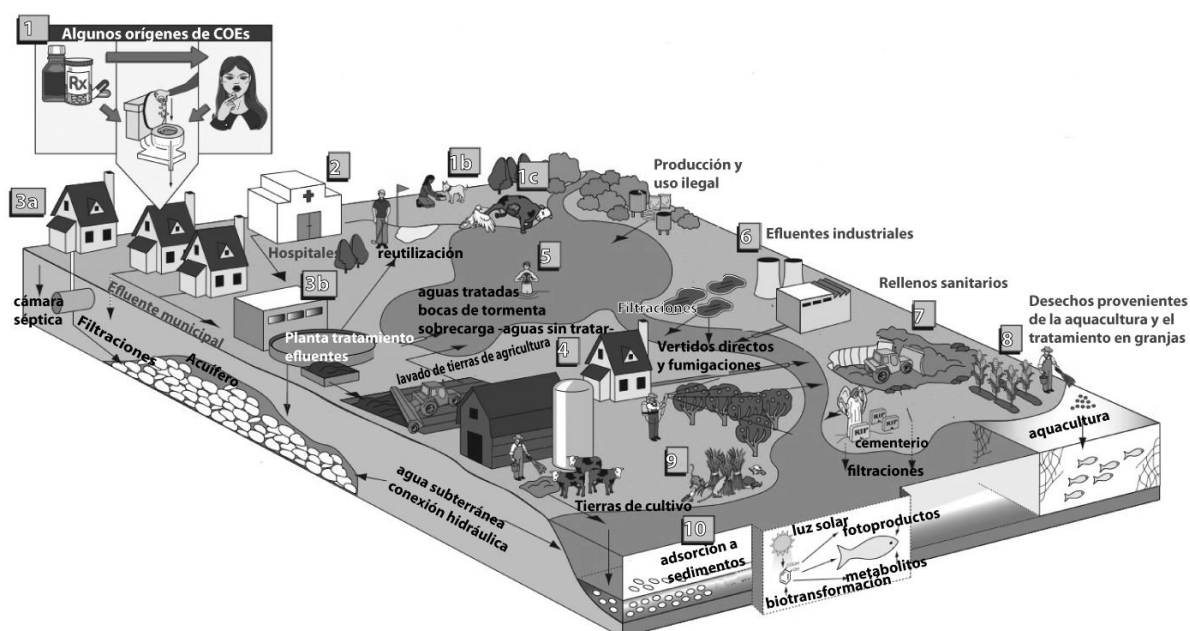


Figura 12. Porcentaje de publicaciones científicas relativas a PCBs en sistemas costeros durante el período 2005-2010, discriminadas por continente.

La dispersión y transporte de estos compuestos ocurre de igual manera que con los COPs: los ríos dispersan los COEs, incluyendo los acuíferos, estuarios y los sistemas marinos. También hay descargas directas de aguas residuales sobre los acuíferos. Los COEs también pueden llegar a los ambientes acuáticos a través de la descarga hacia aguas subterráneas, a través de cámaras sépticas, sistemas de tratamiento de residuos y rellenos sanitarios.

Existe al momento una base de información ecotoxicológica de COEs (Molander et al. 2009); dicha base de datos incluye información de 168 fuentes, que abarcaron más de 800 productos farmacéuticos representando 35 clases de drogas. Dicha base incluye información toxicológica para 116 de estas sustancias. Sin pretensión de exhaustividad, la siguiente sección intenta realizar una síntesis acerca de los principales compuestos emergentes, sus principales fuentes, distribución y destino en los ambientes acuáticos.

Una de las principales fuentes de COEs son los fármacos y drogas hospitalarias. Se estima que el consumo medio mundial anual de fármacos es de unos 15 gramos por persona y esta cifra asciende de tres a diez veces en los países desarrollados (de 50 a 150 g; Zhang et al. 2008). Por ejemplo, Carballa et al. (2009) demostraron que para la población española (unos 42 millones) el consumo anual de 17α -etinilestradiol alcanzó los 12 Kg mientras que el consumo de ibuprofeno las 276 toneladas durante el año 2008. En cuanto a la forma de liberación, los COEs son generalmente liberados en el medio acuático por fuentes puntuales; dichas fuentes son: fármacos excretados o eliminados al sistema cloacal y fugas de rellenos sanitarios (Nikolaou et al., 2007, Arikan et al. 2008), efluentes de aguas residuales de hospitales, lavado de tierras dedicadas a la ganadería y acuicultura (Lin et al. 2008). La fuente doméstica de COEs, en especial de productos farmacéuticos, no puede ser tampoco descartada: la eliminación de drogas y medicamentos vencidos a través del sistema de drenaje constituye una fuente importante de COEs (Kummerer 2009). Por ejemplo, un estudio de 13 fármacos y productos de cosmética en 37 ríos de Japón mostraron una correlación positiva entre el flujo de al menos 4 de estos compuestos y la densidad de la población ubicada en el área de drenaje (Nakada et al. 2008). Las pérdidas en colectores y cámaras sépticas constituye una fuente importante de pasaje de estos compuestos al agua subterránea (**Fig. 12**). A modo de ejemplo, Lin y Tsai (2009) investigaron la presencia y distribución de drogas farmacéuticas (incluyendo antibióticos, estrógenos, antiinflamatorios no esteroideos (AINEs), antagonistas beta y reguladores de grasas) en las aguas de desecho de hospitales e industrias farmacéuticas de Taiwan. Los fármacos más frecuentemente hallados fueron Acetaminofeno, Eritromicina, Sulfametoxazol y Gemfibrosil. El grupo de los AINEs fue el siguiente en frecuencia de detección + (60%). Este tipo de trabajo demuestran una asociación unívoca entre presencia de estos contaminante en descargas hospitalarias e industriales.



1. Uso doméstico (1a) y de mascotas (1b). Productos o sus metabolitos. Desecho de medicamentos al sistema cloacal. Efluentes cloacales.
2. Vertido de efluentes hospitalarios (tratados o no) al sistema cloacal o directamente al ambiente.
3. Vertido de efluentes tratados y vertidos directos por sobrecarga.
4. Transferencia de biosólidos para abono de tierras. Pozos ciegos. Fumigaciones agrícolas.
5. Vertido directo sobre sistemas acuáticos por lavado, zonas balnearias y nadadores.
6. Descarga de efluentes industriales y descargas de manufacturas ilegales.
7. Depósito en rellenos sanitarios.
8. Vertido a sistemas acuáticos desde cultivos acuícolas y de granjas de experimentación biomolecular.
9. Vertido de drogas y medicamentos que son doblemente utilizados como medicamentos y/o pesticidas (anticoagulantes, antibióticos, etc).
10. Deposición final en el ambiente: la mayoría de los COEs son transportados al medio acuático desde el medio terrestre, donde ocurre: biotransformación, alteración fisicoquímica, volatilización, captación por biota y algunas plantas, etc.

Figura 12. Fuentes y destino de los compuestos orgánicos emergentes desde el punto de vista ambiental.

Existen excelentes y exhaustivas revisiones sobre la presencia y distribución de COEs en el ambiente acuático, principalmente para América del Norte, Europa y Asia. Una de ellas compila los trabajos que investigan la presencia de compuestos emergentes de origen farmacéutico y hospitalario en aguas superficiales desde el 2006 al 2009 (Pal et al. 2010). Los principales resultados se encuentran resumidos en la **Tabla III**, e incluyen 23 trabajos publicados sobre el tema.

Tabla III. Compilado de la presencia y concentración de varios compuestos farmacéuticos publicados en la literatura entre 2006 y 2009 (adaptado de Pal et al., 2010).

Compuestos	Rango (ng/l)						MCNE (ng/l)
	Norte America		Europa		Asia y Australia		
	Efluentes	Rios y canales	Efluente	Rios y canales	Efluentes	Rios y canales	
Antibióticos							
Trimethoprim	0,5–7900	2 –212	99 –1264	0 –78,2	58 –321	4 –150	1000
Cipro floxacín	110 –1100	–	40–3353	–	42–720	23 –1300	20
Sulfamethoxazol	5–2800	7 –211	91 –794	0,5–4	3,8 –1400	1,7 –2000	20,000
Analgesicos y antiinflamatorios							
Naproxeno	1–5100	0 –135.2	450 –1840	0,3–146	128 –548	11 –181	37,000
Ibuprofeno	220–3600	0 –34,0	134 –7100	14 –44	65 –1758	28 –360	5000
Ketoprofeno	12 –110	–	225 –954	0,5–14	–	0,4–79,6	15.6×10 ⁶
Diclofenac	0,5–177,1	11 –82	460 –3300	21 –41	8,8–127	1,1 –6,8	10,000
Acido Salicílico	47,2–180	70 –121	40 –190	0,3–302	9 –2098	–	–
Acido Mefenámico	–	–	1–554	0,3–169	4,45 –396	0,1–65,1	–
Acetaminofeno	–	24,7–65,2	59 –220	12 –777	1,8 –19	4,1 –73	9200
Antiepilépticos							
Carbamazepina	111,2–187	2,7 –113,7	130 –290	9 –157	152 –226	25 –34,7	25,000
Beta Bloqueantes							
Propranolol	–	–	30–44	20	50	–	500
Atenolol	879	–	172	314	–	–	10×10 ⁶
Reguladores Lipídicos							
Acido Clofibrico	ND–33	3,2 –26,7	27 –120	1 –14	154	22 –248	12,000
Gem fibrozil	9 –300	5,4 –16	2 –28571	–	3,9–17	1,8 –9,1	100,000
Beza fibrato	ND–260	–	233–340	16 –363	–	–	100,000

ND – no detectado

Además de este gran grupo de compuestos de importancia ambiental ascendente, entre los principales grupos de compuestos orgánicos pueden actualmente mencionarse:

Esteres de ftalato: Los ésteres de ftalato (PAEs del inglés phthalate esters) son ampliamente utilizados como plastificantes en la producción de cloruro de polivinilo, polivinil acetatos, celulosas y poliuretanos, y como aditivos en diversos productos de consumo tales como aceites lubricantes, partes de automóviles, pinturas, aceites, pegamentos, repelentes de insectos, películas fotográficas, perfumes y *packaging* en general (Staples et al., 1997). La amplia utilización de estos compuestos ha producido también su amplia diseminación en los ambientes (Fromme et al. 2002, Yuan et al. 2002, Lin et al. 2003, Klammer et al. 2005; Vethaak et al. 2005, Peijnenburg, y Struijsm 2006, Fernandez et al. 2007, Xie et al. 2005, Cai et al. 2007) siendo su producción global del orden de los 6 millones de toneladas anuales. En cuanto a sus efectos y su relevancia como contaminantes emergentes, se ha demostrado que los PAEs y sus metabolitos son potenciales disruptores endócrinos y carcinógenos (Hoyer 2001; Fukuwatari et al. 2002, McKee et al. 2004).

Sulfonatos de Perfluoro-octano (PFOS): En el año 2000 varios países de la Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD; que incluye 34 países y entre ellos uno solo perteneciente a Sudamérica: Chile) se comprometieron recopilar información sobre los riesgos de salud ambiental y humana de sulfonato de perfluorooctano para producir una evaluación de riesgos. La decisión se produjo tras el anuncio de un importante fabricante de EE.UU. (3M) para la eliminación mundial de la fabricación y uso de estos productos químicos a partir de 2001. Los EE.UU. y el Reino Unido accedieron a dirigir la actividad con asistencia de la Secretaría mediante la solicitud de información de la exposición disponibles de los países miembros, así como de terceros países a través del IFCS (Intergovernmental

Forum on Chemical Safety - World Health Organization) y el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).

A la fecha, existe suficiente información para categorizar al PFOS y sus derivados como un COE. Es persistente, bioacumulativo y tóxico para muchas especies de mamíferos: su vida media es de 100 días en ratas, 200 días en los monos y varios años en los seres humanos. Su perfil de toxicidad es similar en ratas y monos: hepatotoxicidad y mortalidad a toda edad, aunque los recién nacidos pueden ser más sensibles. Algunos bioensayos en ratas han demostrado la generación de adenomas hepatocelulares y sobre células foliculares tiroideas. En seres humanos, la exposición de PFOS se ha asociado a colesterol elevado y ácido úrico elevado, aunque la información aún no es concluyente.

Los mecanismos de exposición a la población general no son completamente claros: los PFOS han sido detectados en residuos industriales, alfombras resistentes a tintas, productos de limpieza de alfombras, polvo domiciliario, bolsas para hornos microondas, aguas, alimentos y algunas coberturas de Teflón de productos de cocina.

Aunque su uso en la fabricación de productos de consumo finalizó en Europa a principios de 2000, todavía se utilizan hoy en algunos procesos industriales y en las espumas para la extinción de incendios. En el futuro, el PFOS solo podrá usarse en algunos procesos de la industria de semiconductores, en el plastificado fotográfico, como inhibidores en procesos de chapado de cromo o en fluidos hidráulicos utilizados en algunos aviones.

La normativa europea prohibió y reguló los niveles permitidos en el ambiente en el año 2006-2007 (normativa REACH), la cual prevé la prohibición total de usos del PFOS para mediados de 2012. Según la literatura consultada, para la Argentina no existe normativa legal ni trabajos científicos que evalúen su presencia en el ambiente.

Compuestos Fenólicos: son compuestos emergentes dentro del gran grupo de compuestos disruptores endócrinos, presentando un gran potencial tóxico a la salud humana y a la fecundidad biológica (Collins 2008). El Nonilfenol, un metabolito de los surfactantes que incluyen etoxilatos de nonilfenol, son ampliamente utilizados en detergentes y emulsificantes. Bisfenol y Triclosan también están siendo detectados en ambientes acuáticos en concentraciones crecientes, usualmente en varios cientos de nanogramos por litro (Boyd et al. 2004, Furuichi et al. 2004, Kuch y Ballschmitter 2001). Ambos son utilizados popularmente en lociones desinfectantes y productos de cuidado personal. Los parabenos son también un amplio grupo de sustancias utilizadas como preservativos/oxidantes en productos cosméticos y otros productos de cuidado personal, y son también crecientemente incluidos dentro de la clase de los disruptores endócrinos (Lee et al. 2005). La información presente es escasa a nivel mundial y en general, se desconoce la presencia y distribución de estos compuestos para la mayoría de los ambientes sudamericanos.

REFERENCIAS

- Addis, G. 1982. The persistent PCB problem. *Env. Sci. Technol.* 16: 98A–99A.
- Alaee M., Arias P., Sjödin A., Bergman A. 2003. An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. *Env. Internat.* 29: 683– 689.
- Allchin C.R., Law, R.J., Morris S. 1999. Polybrominated diphenylethers in sediments and biota downstream of potential sources in the UK. *Env. Poll.* 105: 197–207.

- Alzieu C. 2000. Environmental impact of TBT: the French experience. *Sci. Tot. Env.* 258: 99-102.
- Anonymous 2001. NIEHS-NSF Oceans and Human Health Roundtable. National Institute of Environmental Health Sciences (NIEHS), Research Triangle Park, NC.
- Arias A. H., Pereyra M. T. Marcovecchio, J.E. 2010 Multi-year monitoring of estuarine sediments as ultimate sink for DDT, HCH, and other organochlorinated pesticides in Argentina. *Env. Monit. Assess.* 172: 17-32.
- Arikan O.A., Rice C., Codling E. 2008. Occurrence of antibiotics and hormones in a major agricultural watershed. *Desalination* 226:121–33.
- Baker J.E., Eisenreich S.J. 1990. Concentrations and fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls across the air-water interface of Lake Superior. *Env. Sci Technol*, 24: 342-352.
- Bao V.W.W., Leung K.M.Y., Qiu J.W., Lam M.H.W. 2011. Acute toxicities of five commonly used antifouling booster biocides to selected subtropical and cosmopolitan marine species. *Mar. Poll. Bull.* 62: 1147–1151.
- Bard S.M. 1999. Global transport of anthropogenic contaminants and the consequences for the Arctic marine ecosystem. *Mar. Poll. Bull.* 38: 356– 379.
- Bennett R.F. 1996. Industrial manufacture and applications of tributyltin compounds. *En: Tributyltin: a Case Study of an Environmental Contaminant*. De Mora (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge: 21–61.
- Bettin C., Oehlmann J., Stroben E. 1996. TBT-induced imposex in marine neogastropods is mediated by an increasing androgen level. *Helv. Mar. Res.* 50: 299-317.
- Berto D., Giani M., Boscolo R., Covelli S., Giovanardi O., Massironi M., Grassia L. 2007. Organotins (TBT and DBT) in water, sediments, and gastropods of the southern Venice lagoon (Italy). *Mar. Poll. Bull.* 55: 425–435.
- Bigatti G., Primost M.A., Cledón M., Averbuj, A., Theobald, N., Gerwinski W., Arntz, W., Morriconi E., Penchaszadeh P.E. 2009. Biomonitoring of TBT contamination and imposex incidence along 4700 km of Argentinean shoreline (SW Atlantic: From 38S to 54S). *Mar. Poll. Bull.* 58: 695–701.
- Boyd G.R., Palmeri J.M., Zhang S., Grimm D.A. 2004. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and endocrine disrupting chemicals (EDCs) in stormwater canals and Bayou St. John in New Orleans, Louisiana, USA. *Sci. Tot. Env.* 333: 137-148.
- Breivik K., Sweetman A., Pacyna J.M., Jones K.C. 2002. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners – a mass balance approach, 2. Emissions. *Sci. Tot. Env.* 290: 199–224.
- Broman D., Naf C., Azelman J., Bandh C., Pettersen H., Johnstone R., Wallberg P. 1996. Significance of bacteria in marine waters for the distribution of hydrophobic organic contaminants. *Env. Sci. Technol.* 30: 1238–1241.
- Bryan G.W., Gibbs P.E., Burt G.R., Hummerstone G. 1987. The effects of tributyltin (TBT) accumulation on adult dog-whelks *Nucella lapillus*. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 67: 525–544.
- Cai Q.Y., Mo C.H., Wu Q.T., Zeng Q.Y., Katsoyiannis A. 2007. Occurrence of organic contaminants in sewage sludges from eleven wastewater treatment plants, China. *Chemosphere* 68: 1751–1762.
- Colombo J.C., Bilos C., Campanaro M., Rodriguez Presa M.J., Catoggio, J.A. 1995. Bioaccumulation of Polychlorinated Biphenyls and Chlorinated Pesticides by the Asiatic Clam *Corbicula fluminea*; Its Use as Sentinel Organism in the Rio de La Plata Estuary, Argentina. *Env. Sci. Technol.*, 29: 914-927.
- Colombo J.C., Cappelletti N., Williamson M., Migoya M.C., Speranza E., Sericano, J., Muir D.G. 2011. Risk ranking of multiple-POPs in detritivorous fish from the Río de la Plata. *Chemosphere* 83: 882–889.
- Costa L.G., Giordano G. 2007. Developmental neurotoxicity of polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants. *Neurotoxicity* 28: 1047-1067.
- Cousins I.T., Jones K.C. 1998. Air–soil exchange of semi-volatile organic compounds (SOCs) in the UK. *Environ. Poll.* 102: 105–118.
- Darnerud P.O., Atuma S., Aune M., Bjerselius R., Glynn A., Petersson Grawé K., Becker W. 2006. Dietary intake estimations of organohalogen contaminants (dioxins, PCB, PBDE and chlorinated pesticides, e.g. DDT) based on Swedish market basket data. *Food Chem. Toxicol.* 44, 1597-1606.
- Darnerud P.O. 2008. Brominated flame retardants as possible endocrine disrupters. *Int. J. Andrology* 31: 152-160.
- Dewailly E., Furgal C., Knap A., Galvin J., Baden D., Bowen B., Depledge M., Duguy L., Fleming LE, Ford T, Moser F., Owen R., Suk W., Unluata U. 2002. Indicators of ocean and human health.

- Canadian Journal of Public Health. *Rev. Can. Sante Publ.* 93: S34–S38.
- Donna L.B., Ralph J.M. 1996. Characterization of the polychlorinated biphenyls in the sediments of woods pond: evidence for microbial dechlorination of aroclor 1260 *in situ*. *Env. Sci. Technol.* 30: 237–245.
- Eisenreich S.J., Capel P.D., Looney B.B. 1983. PCB dynamics in Lake Superior water. En: Physical behavior of PCBs in the Great Lakes Mackay (Ed.). *Ann Arbor Sci. Press*: 181-211.
- Environment Canada. Meeting Background Report, Vol.IV. *International Experts Meeting on Persistent Organic Pollutants Towards Global Action*, Vancouver, Canada, June 1985.
- Fent K. 1996. Organotin compounds in municipal wastewater and sewage sludge: contamination, fate in treatment process and ecotoxicological consequences. *Sci. Tot. Env.* 185: 151-159.
- Féral C., Le Gall S. 1983. The influence of a pollutant factor (tributyltin) on the neuroendocrine mechanism responsible for the occurrence of a penis in the females of *Ocenebra erinacea*. En: *Molluscan neuro-endocrinology*. Lever, Boer (Ed.). *North Holland Publ. Co*, Amsterdam: 173–175.
- Fernandez M.P., Ikonomou M.G., Buchanan I. 2007. An assessment of estrogenic organic contaminants in Canadian wastewaters, *Sci Tot. Env.* 373: 250–269.
- Fleming L.E., Laws, E. 2006. The Overview of Oceans and Human. *Oceanography* 19: 18–23.
- Fromme H., Küchler T., Otto T., Pilz K., Müller J., Wenzel, A. 2002. Occurrence of phthalates and bisphenol A and F in the environment. *Water Res.* 36: 1429–1438.
- Fukuwatari T., Suzuki Y., Sugimoto E., Shibata K. 2002. Elucidation of the toxic mechanism of the plasticizers, phthalic acid esters, putative endocrine disrupters, Effects of dietary di(2-ethylhexyl) phthalate on the metabolism of tryptophan to niacin in rats, *Biosci. Biotechnol. Biochem.* 66: 705–710.
- Funahashi N., Iwasaki I., Ide G. 1980- Effects of bis(tri-n-butyltin) oxide on endocrine and lymphoid organs of male rats. *Acta Pathol. Jap.* 30: 955–966.
- Furuichi T., Kannan K., Giesy J.P., Masunaga S. 2004. Contribution of known endocrine disrupting substances to the estrogenic activity in Tama River water samples from Japan using instrumental analysis and in vitro reporter gene assay, *Water Res.* 38: 4491–4501.
- Hansen L.G.1999. The Ortho Side of PCBs: Occurrence and Disposition. *Kluwer Ac. Publ.* Boston.
- Harino H., Ohji M., Wattayakorn G., Adulyanukosol K., Arai T., Miyazaki N. 2007. Accumulation of Organotin Compounds in Tissues and Organs of Stranded Whales Along the Coasts of Thailand. *Arch. Env. Cont. Toxicol.* 53: 119-125.
- Hoffman E., Mills G, Latimer J.S., Quinn J.G.1984. Urban runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons to coastal waters. *Env. Sci. Technol.* 18: 580-586.
- Holm G., Norrgren L., Andersson T., Thurén A. 1993. Effects of exposure to food contaminated with PBDE, PCN or PCB on reproduction, liver morphology and cytochrome P450 activity in the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus*. *Aq. Toxicol.* 27: 33-50.
- Hoyer P.B. 2001. Reproductive toxicology, current and future directions, *Biochem. Pharmacol.* 62: 1557–1564.
- Hu X-Z, Xu Y., Hu D-C, Hui Y., Yang F-X. 2007. Apoptosis induction on human hepatoma cells Hep G2 of decabrominated diphenyl ether (PBDE-209). *Toxicol. Lett.* 171: 19-28.
- International Agency for Research on Cancer. IARC Monographs, Supplement 7. Internet: <http://193.51.164.11/htdocs/Monographs/Suppl7/PolychlorinatedBiphenyls.html>, Lyon, France.
- Iwata H., Tanabe S., Sakai N., Tatsukawa R. 1993. Distribution of persistent organochlorines in the oceanic air and surface seawater and the role of ocean on their global transport and fate. *Env. Sci. Technol.* 27: 1080–1098.
- Jaspers V.L.B., Covaci A., Voorspoels S., Dauwe T., Eens M., Schepens P. 2006. Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in aquatic and terrestrial predatory birds of Belgium: Levels, patterns, tissue distribution and condition factors. *Env. Poll.* 139: 340-352.
- Jensen S. 1966. Report of a new chemical hazard. *New Scientist* 32: 612.
- Jones K.C., deVoogt P. 1999. Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Env. Poll.* 100: 209–211.
- Kajiwara N., Sueoka M., Ohiwa T., Takigami H. 2008. Determination of flame retardant hexabromocyclododecane diastereoisomers in textiles, *Organohalog Compd.* 70: 1414–1417.
- Kjeller L.O, Jones K.C., Johnston A.E., Rappe C. 1991. Increases in the polychlorinated dibenzo-p-dioxin and -furan content of soils and vegetation since the 1840s, *Env. Sci. Technol.* 25: 1619–27.
- Knap A., Dewailly E., Furgal C., Galvin J., Baden D., Bowen R., Depledge M., Duguay L. 2002. Indicators of Ocean Health and Human Health: Developing a Research and Monitoring Framework. *Env. Health Persp.* 110: 839–845.

- Krajnc E.I., Wester P.W., Loeber J.G., Van Leeuwen X.R., Vos J.G., Vaessen H.A.M.G., van der Heijden C.A. 1984. Toxicity of bis(tri-n-butyltin)oxide in therat. 1. Short term effects on general parameters and on the endocrine and lymphoid systems. *Toxicol. Appl. Pharmacol* 75: 363–38.
- Klamer H.J.C., Leonards P.E.G., Lamoree M.H., Villerius L.A., Åkerman J.E., Bakker, J.F. 2005. A chemical and toxicological profile of Dutch North Sea surface sediments, *Chemosph.* 58:1579–87.
- Kovats S., Patz J.A., Dobbins D. 1998. Global climate change and environmental health: proceedings of the 1997 annual conference of the Society for Occupational and Environmental Health. *Int. J. Occup. Env. Health* 4: 41–52.
- Kuch H.M., Ballschmiter K. 2001. Determination of Endocrine-Disrupting Phenolic Compounds and Estrogens in Surface and Drinking Water by HRGC–(NCl)–MS in the Picogram per Liter Range. *Env. Sci. Technol.* 35: 3201–3206.
- Kümmerer K. 2009. The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use-present knowledge and future challenges. *J. Env. Manag.* 90: 2354–66.
- Kuster M., Alda M.J.L., Hernando M.D., Petrovic M., Martín-Alonso J., Barceló D. 2008. Analysis and occurrence of pharmaceuticals, estrogens, progestogens and polar pesticides in sewage treatment plant effluents, river water and drinking water in the Llobregat river basin (Barcelona, Spain). *J. Hydrol.* 358: 112–123.
- Latimer J.S. 1997. The significance of atmospheric deposition as a source of PCBs and PAHs to the Narragset Bay. *En: Atmospheric deposition of contaminants to the Great Lakes and Coastal Waters.* Baker (Ed.) SETAC Press, Pensacola FL: 227–243.
- Latimer J., Zheng J. 2003. The sources, transport and fate of PAHs in the Marine Environment. *En: PAHs: an Ecotoxicological Perspective*, Douben (Ed.) *Ecol. Env. Toxicol. Series*, Wiley.
- Lau M.C., Chan K.M., Leung K.M.Y., Luan T.G., Yang M.S, Qiu J.W. 2007. Acute and chronic toxicities of tributyltin to various life stages of the marine polychaete *Hydroides elegans*. *Chemosphere* 69: 135–144.
- Lee H.B., Peart T.E., Svoboda M.L. 2005. Determination of endocrine-disrupting phenols, acidic pharmaceuticals, and personal-care products in sewage by solid-phase extraction and gas chromatography–mass spectrometry, *J. Chromatogr. A*, 1094: 122–129.
- Lema S., Schultz I., Scholz N., Incardona J., Swanson P. 2007. Neural defects and cardiac arrhythmia in fish larvae following embryonic exposure to 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether (PBDE 47), *Aq. Toxicol.* 82: 296–307.
- Lerche D., van de Plassche E., Schwegler A., Balk F. 2002. Selecting chemical substances for the UN-ECE POP Protocol. *Chemosphere* 47: 617–630.
- Lin M.G., Ikonomou H., Jing C., Mackintosh C., Gobas F.A. 2003. Determination of phthalate ester congeners and mixtures by LC/ESI-MS in sediments and biota of an urbanized marine inlet, *Env. Sci. Technol.* 37: 2100–2108.
- Lin A.Y.C., Tsai Y-T, Lin CF. 2008. Pharmaceutical contamination in residential, industrial, and agricultural waste streams: risk to aqueous environments in Taiwan. *Chemosphere* 74: 131–41.
- Lin A.Y.C., Tsai Y.T. 2009. Occurrence of pharmaceuticals in Taiwan's surface waters: Impact of waste streams from hospitals and pharmaceutical production facilities. *Sci. Tot. Env.* 407: 3793–3802.
- Loganathan B.G., Kannan K. 1994. Global Organochlorine Contamination Trends: An Overview. *Ambio* 23: 187–191.
- Manoli E., Samara C., Konstantinou I., Albanis T. 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the bulk precipitation and surface water of Northern Greece, *Chemosphere* 41: 1845–55.
- Mariottini M., Corsi I., Della Torre C., Caruso T., Bianchini A., Nesi I., Focardi S. 2008. Biomonitoring of polybrominated diphenyl ether (PBDE) pollution: A field study. *Comp. Biochem. Physiol.* 148 80–86.
- McKee R., Butala J., David R., Gan R. 2004. NTP center for the evaluation of risks to human reproduction reports on phthalates, addressing the data gaps, *Repr. Toxicol.* 18: 1–22.
- Meador J.P., Stein J.E., Reichert W.L., Varanasi U. 1995. Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Marine Organisms. *En: Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Ware.(Ed.). Springer New York, 79–165.
- Molander L., Agerstrand M, Ruden C. 2009. WikiPharma- a freely available, easily accessible, interactive and comprehensive database for environmental effect data for pharmaceuticals. *Regul Toxicol Pharmacol* 55: 367–71.
- Muir D.C.G., Norstrom R. Simons M. 1988. Organochlorine contamination in arctic food chain: accumulation of specific polychlorinated biphenyls and chlordane-related compounds. *Env. Sci.*

Technol. 22: 1071–79.

- Nakada N., Kiri K., Shinohara H., Harada A., Kuroda K., Takizawa S. 2008. Evaluation of pharmaceuticals and personal care products as water-soluble molecular markers of sewage. *Env. Sci Technol* 42: 6347–53.
- National Research Council, 1999. From Monsoons to Microbes: Understanding the Oceans Role in Human Health. *National Academy Press*, Washington, DC.
- Neff J. M. 1979. *En: Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment, sources, fates, and biological effects*. Applied Science (Ed), London, Great Britain, 262 pp.
- Neilson A., Hutzinger O. 1998. PAHs and Related Compounds, *En: The Handbook of Environmental Chemistry, Part C*, J. Springer Verlag, Berlin.
- Nikolaou A., Meric S., Fatta D. 2007. Occurrence patterns of pharmaceuticals in water and wastewater environments. *Anal Bioanal Chem* 387: 1225–34.
- Pal A., Yew-Hoong Gin K., Yu-Chen Lin A., Reinhard M. 2010. Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: Review of recent occurrences, sources, fate and effects. *Sci. Tot. Env.* 408: 6062–69.
- Pearson R.F., Hornbuckle K.C., Eisenreich S.J.. 1996. PCBs in Lake Michigan water revisited. *Env. Sci Technol* 30: 1429–36.
- Pedersen-Bjergaard S., Greibrokk T. 1996. Comparison of GC-ECD, GC-MS and GCAED for the determination of polychlorinated biphenyls in highly contaminated marine sediments. *Chromatographia* 43: 44–52.
- Peijnenburg W.J.G.M., Struijs J. 2006. Occurrence of phthalate esters in the environment of the Netherlands, *Ecotox. Env. Saf.* 63: 204–215.
- Preston M.R. 1992. The interchange of pollutants between the atmosphere and oceans. *Mar. Poll. Bull.* 24: 477–483.
- Pew Oceans Commission, 2003. America's Living Ocean: Charting a Course for Sea Change, Available from: <http://www.pewtrusts.org/pdf/env_pew_oceans_final_report.pdf>.
- Rehwagen M., Müller A., Massolo L., Herbarth O., Ronco A. 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons associated with particles in ambient air from urban and industrial areas. *Sci. Tot. Env.* 348: 199–210.
- Renner R. 2000. Increasing levels of flame retardants found in North American environment. *Env. Sci. Technol.* 34: 452–453
- Sellström U., Jansson B., Kierkegaard A., de Wit C., Odsjö T., Olsson M. 1993. Polybrominated diphenylethers (PBDE) in biological samples from the Swedish environment. *Chemosphere* 26: 1703–1718.
- Sinkkonen S., Paasivirta J., 2000. Degradation half-times of PCCDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling. *Chemosphere* 40: 943–949.
- Snyder S. A. 2008. Occurrence, Treatment, and Toxicological Relevance of EDCs and pharmaceuticals in Water Ozone. *Sci. and Enginiering.* 30: 65–69.
- Smith B.S. 1981. Male characteristics in the female *Nassarius obsoletus*: variations related to locality, season and year. *Veliger* 23: 212–216.
- Stegeman J.J., Solow A.R., Goehl T.J. 2002. Environmental health and the coastal zone. *Env. Health Persp.* 110: A660–A661.
- Staples C.A., Peterson D.R., Parkerton T.F., Adams W.J. 1997. The environmental fate of phthalate esters: a literature review. *Chemosphere* 35: 667–749.
- Stenersen J. 2004. *Chemical Pesticides: Mode of Action and Toxicology*. CRC Press. Boca Raton, FL 296 pp.
- Stoker T.E., Cooper R.L., Lambright C.S., Wilson V.S., Furr J., Gray L.E. 2005. In vivo and in vitro anti-androgenic effects of DE-71, a commercial polybrominated diphenyl ether (PBDE) mixture. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 207: 78–88.
- Swackhamer D.L., Skoglund R.S. 1993. Bioaccumulation of PCB by algae: kinetics versus equilibrium. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 831–838.
- Tanabe S., Ramu K., Isobe T., Takahashi S. 2008. Brominated flame retardants in the environment of Asia-Pacific: an overview of spatial and temporal trends. *J. Env. Monit.* 10: 188–197.
- Talsness C.E., Shakibaei M., Kuriyama S.N., Grande S.W., Sterner-Kock A., Schnitker P., De Souza C., Grote K., Chahoud I. 2005. Ultrastructural changes observed in rat ovaries following in utero and lactational exposure to low doses of a polybrominated flame retardant, *Toxicol. Letters* 157: 189–202.
- Thomann R.V. 1989. Bioaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains. *Env. Sci. Technol.* 23: 699–707.

- Thompson A., Allen J.R., Dadoo D., Hunters J., Hawkins S., Wolff G.A. 1996. Distribution of chlorinated biphenyls in mussels and sediments from Great Britain and the Irish sea coast. *Mar. Poll. Bull.* 32: 232–237.
- Tseng L-H, Li M-H, Tsai S-S, Lee, C-W, Pan M-H, Yao W-J., Hsu P-C. 2008. Developmental exposure to decabromodiphenyl ether (PBDE 209): Effects on thyroid hormone and hepatic enzyme activity in male mouse offspring. *Chemosphere* 70: 640–647.
- Tyson F.L., Rice D.L., Dearry A. 2004. Connecting the oceans and human health. *Env. Health Persp.* 112: A455–A456.
- USEPA. 1987. *Pesticide assessment guideline, subdivision U, applicator exposure monitoring*. USEPA. U.S. Department of Commerce, Nat. Techn. Inf. Service, Springfield. 247pp.
- USEPA, 1999. *Fact Sheet: Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Update-Impact on Fish Advisories*. USEPA, Office of Water, 7 pp.
- Van den Steen E., Pinxten R., Jaspers V.L.B, Covaci A., Barba E., Carere C, Cichoń M., Dubiec A, Eeva T, Heeb P, Kempenaers B., Lifjeld JT, Lubjuhn T., Mänd R., Massa B., Nilsson JA, Norte AC, Orell M, Podzemny P, Sanz JJ, Senar JC, Soler JJ, Sorace A, Török J, Visser ME, Winkel W, Eens M. 2009. Brominated flame retardants and organochlorines in the European environment using great tit eggs as a biomonitoring tool. *Env. Int.* 35: 310–317.
- Vethaak A.D., Lahr J., Schrap S.M., Belfroid A.C., Rijs G.B.J., Gerritsen A., de Boer J., Bulder A.S., Grinwis G.C.M., Kuiper R.V., Legler J., Murk T.A.J., Peijnenburg W., Verhaar H.J.M., de Voogt P. 2005. An integrated assessment of estrogenic contamination and biological effects in the aquatic environment of the Netherlands, *Chemosphere* 59: 511–524.
- Wan Y., Wiseman S., Chang H., Zhang X.W, Jones P.D., Hecker M., Kannan K., Tanabe S., Hu J.Y, Lam M.H.W., Giesy, J.P. 2009. Origin of hydroxylated brominated diphenyl ethers: natural compounds or man-made flame retardants?, *Env. Sci. Technol.* 43: 7536–42.
- Wania F., MacKay D. 1996. Peer Reviewed: Tracking the Distribution of Persistent Organic Pollutants *Env. Sci. Technol.* 30: 390A-396A.
- Weber R., Kuch, B. 2003. Relevance of BFRs and thermal conditions on the formation pathways of brominated and brominated–chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans, *Env. Int.* 29:699–710.
- Wenzel K-D, Weißflog L., Paladini E., Gantuz M., Guerreiro P., Puliafito C., Schüürmann G. 1997. Immission patterns of airborne pollutants in Argentina and Germany II. Biomonitoring of organochlorine compounds and polycyclic aromatics. *Chemosphere* 34: 2505-18.
- World Health Organisation. 1994. Brominated diphenyl ethers. *Env. Health Crit* ;62 pp.
- World Health Organisation. 1998 Selected Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Env. Health Crit.* 202, 883pp.
- Xie Z., Ebinghaus R. Temme C., Caba A., Ruck W. 2005. Atmospheric concentrations and air–sea exchanges of phthalates in the North Sea (German Bight), *Atm. Env.* 39: 3209–19.
- Yuan S.Y., Liu C., Liao C.S., Chang B. V. 2002. Occurrence and microbial degradation of phthalate esters in Taiwan river sediments. *Chemosphere* 49: 1295–1299.
- Zhou T., Ross D.G., DeVito M.J., Crofton K.M. 2001. Effects of short-term in vivo exposure to polybrominated diphenyl ethers on thyroid hormones and hepatic enzyme activities in weanling rats. *Toxicol. Sci.* 61: 76-82.

CAPÍTULO 12

CONSECUENCIAS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN ESTUARIOS

Maria Cintia Piccolo

INTRODUCCIÓN

El cambio climático se refiere a cualquier modificación en el clima de una región a través del tiempo, ya sea debido a la variabilidad natural o como resultado de las actividades humanas (Houghton et al., 2001). La variabilidad natural del sistema climático es compleja debido a sus diferentes mecanismos de forzamiento. Sin embargo, es necesario determinar la variabilidad natural del clima para conocer el alcance del impacto humano sobre el sistema climático. Se ha demostrado en numerosos trabajos que el clima varía en todas las escalas de tiempo, de un año a otro, así como de una década o un siglo a otro, y en la escala espacial desde lo regional a lo global (ej., Kunkel et al, 1999; Simas et al, 2001; Ghil, 2002). Los impactos del cambio climático en las regiones costeras tienen una firma regional que depende del cambio local y de los factores de sitio geomorfológicos, biogeoquímicos, ecológicos y sociales que lo afectan.

Los elementos del clima (ej., la temperatura del aire, presión atmosférica, etc.) tienen variaciones diarias y estacionales, que son fáciles de pronosticar porque los factores de forzamiento son bien conocidos. Estas variaciones son generadas directamente por los dos movimientos del planeta Tierra: rotación sobre su eje (diurnas) y la traslación alrededor del sol (estacionales). Cualquier fluctuación del movimiento natural de nuestro planeta con respecto al sol causa cambios en la intensidad de la radiación solar que llega a la atmósfera y luego se producen variaciones en el clima.

Otros dos tipos de fenómenos naturales también explican la variabilidad del clima. Estas se originan por: (1) la interacción no lineal de retroalimentación en el sistema climático y (2) las variaciones asociadas a fluctuaciones aleatorias de factores físicos o químicos que a veces son externos al sistema climático en sí (ej., las erupciones volcánicas (Gil, 2002)). La variabilidad climática debida a estos efectos es difícil de predecir.

El clima presenta una variabilidad temporal que fluctúa entre pocos días a varias décadas. Por ejemplo, la variabilidad de los sistemas sinópticos de latitudes medias (pasaje de frentes, olas de frío, etc.) se concentra en una escala de 3-7 a 11 días. La variabilidad intra-estacional se produce en una escala temporal de 1-3 meses, así como la interanual (ej., El Niño/La Niña-Oscilación Sur (ENSO)) presenta períodos de 3 a 7 años, etc. A estas fluctuaciones climáticas se le suman las de escala de tiempo decádicas (ej., ciclos de intensa precipitación, sequías, etc.). La interacción simultánea entre todos estos procesos meteorológicos de diferentes escalas temporales y espaciales genera variaciones importantes en el clima de una región.

Las actividades humanas (principalmente, el quemado de combustibles de origen fósil y los cambios en el uso del suelo) están haciendo aumentar la concentración en la atmósfera de gases de efecto invernadero que alteran los balances radiativos y turbulentos y entonces tienden a calentar la atmósfera. Por lo tanto, al cambio climático natural que experimenta nuestro planeta se le suma al originado por las actividades humanas y afectan los ecosistemas costeros. En las últimas décadas, se ha evidenciado un cambio en el clima del planeta que se ha manifestado en forma desigual en diversas partes del globo. Estos cambios están ligados a procesos naturales y a la intensa actividad productiva del hombre,

aunque aún la incertidumbre es elevada frente a la gran complejidad y magnitud del sistema climático y sus cambios.

El cambio climático se ha evidenciado en el aumento del promedio mundial de las temperaturas del aire y del océano, la fusión generalizada de nieves y hielos, el aumento del promedio mundial del nivel del mar (IPCC, 2007). Incrementos entre 1 y 2°C en la temperatura media global pueden ocasionar impactos en la mayoría de las especies y ecosistemas y en su capacidad de adaptación (Leemans y Eickhout, 2004). Las variaciones térmicas no son uniformes y se han señalado diferencias significativas entre distintas regiones (Houghton et al., 2001). El calentamiento es más intenso en latitudes medias y el parámetro más sensible a dicho calentamiento es la temperatura mínima (IPCC, 2001). La tendencia lineal de la temperatura de la Tierra en los últimos 50 años muestra un incremento promedio de aproximadamente 0,13°C por década (IPCC, 2007). Los patrones recientes de cambios en la temperatura a escala local y regional han sido relacionados con las diferentes fases de las oscilaciones oceánico-atmosféricas (Leathers et al., 1991; Trenberth y Hurrell, 1994; Hurrell, 1995, 1996; Zhang et al., 1997; Enfield y Mestas-Núñez, 1999; Yasunaka y Hanawa, 2002; Gong y Ho, 2004; Salinger, 2005). Entre ellas, la causa natural más importante de variabilidad climática a escalas de tiempo estacional a decadal es el fenómeno ENSO (Limsakul y Goes, 2008).

Las zonas costeras se caracterizan por una rica diversidad de ecosistemas y por un gran número de actividades socioeconómicas relacionadas al gran número de habitantes que se localizan en ellas. Son las zonas más valiosas del planeta desde un punto de vista ecológico. Los estuarios constituyen un ecosistema único de las zonas costeras. Estos han sido utilizados a lo largo de la historia para la captura o/y obtención de peces u otro tipo de recursos marinos, el transporte de mercaderías del mar al interior del continente, etc. Sin embargo, siglos de sobreexplotación de los recursos, la transformación del hábitat y la contaminación han originado la degradación y pérdida de la biodiversidad de estos y han destruido su capacidad de recuperación ecológica. A ello se le suma el efecto que un cambio de clima puede producir en estos valiosos ecosistemas. Aunque el cambio climático puede tener algunos impactos positivos en determinadas regiones costeras, como el aumento del turismo debido al calentamiento del aire y del agua y o la menor frecuencia de inviernos muy fríos, la mayoría de los impactos que se esperan son negativos, independientemente de la capacidad de resistencia de cada zona costera y sus habitantes.

El clima afecta el funcionamiento, la distribución, las dimensiones y las formas de los estuarios. Estos son muy vulnerables al cambio del clima (**Fig. 1**). Se define la vulnerabilidad como el grado en que un sistema natural o social podría resultar afectado por el cambio climático (IPCC, 1997, 2001). La vulnerabilidad es función del grado en que un sistema responderá a determinado cambio, incluidos los efectos beneficiosos y perjudiciales y de su capacidad para adaptar el sistema a dichos cambios. Un sistema muy vulnerable sería aquel que fuera muy sensible a pequeños cambios del clima, incluyéndose en el concepto de sensibilidad la posibilidad de que se originen efectos muy perjudiciales o aquel cuya capacidad de adaptación se hallara seriamente limitada.

En la mayoría de las regiones, la gestión y la planificación de las costas no refleja la vulnerabilidad de los sistemas más importantes frente a los cambios del clima y del nivel del mar, ni los prolongados períodos de preparación necesarios para emprender muchas de las medidas de adaptación o protección necesarias. Con políticas inapropiadas, se fomenta el desarrollo en áreas que podrían resultar afectadas seriamente. El aumento de la densidad de población en las zonas costeras, los largos períodos de preparación requeridos por muchas de las medidas de adaptación y las limitaciones institucionales, financieras y

tecnológicas (particularmente en muchos países en desarrollo) significan que los sistemas costeros deben ser considerados vulnerables a los cambios del clima.

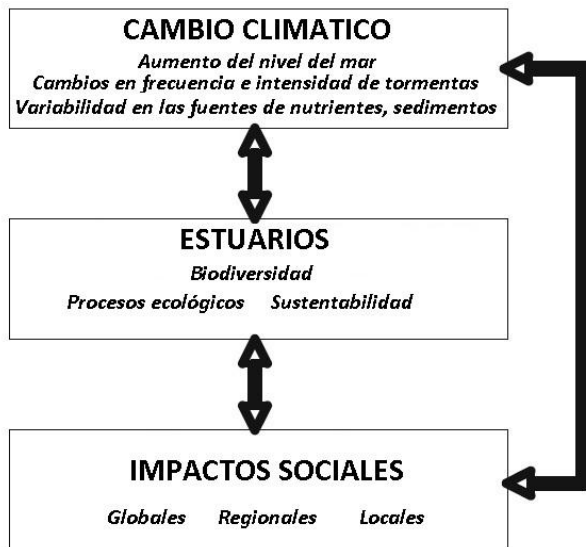


Figura 1. Interacciones e Impactos del cambio climático global y las actividades humanas en los estuarios.

Consecuencias principales de la variabilidad climática en los estuarios

Las tendencias de los elementos del clima han sido muy estudiadas y en su gran mayoría se refieren a la temperatura del aire. También son numerosos los trabajos sobre precipitaciones y las consecuentes inundaciones como así también la humedad. No sucede lo mismo con otros elementos del clima como el viento y la presión atmosférica.

Con respecto a la temperatura del aire, Karl et al. (1993) hallaron para el período 1951-1990 un aumento de 0,84°C de la temperatura mínima media, tres veces superior al de la temperatura máxima media (0,28°C) y un descenso en la amplitud térmica similar al aumento de la temperatura media. Easterling et al. (1997) estimaron en forma global para el siglo XX, aumentos de 0,82°C en la temperatura máxima y de 1,79°C en la mínima y una tendencia negativa en la amplitud térmica de 0,79°C. Sin embargo, se han advertido tendencias contrapuestas y valores disímiles en regiones vecinas ya que en algunas zonas la temperatura media ha descendido y la amplitud térmica aumentado. Dichas tendencias han sido observadas en Europa (Brádzil et al., 1996; Brunetti et al., 2000; Founda et al., 2004; Bartolini et al., 2008), en Asia (Horton, 1995; Jones, 1995), en América del Norte (Kalnay et al., 2006; Kalnay, 2008; Pavia et al., 2009), en el hemisferio Sur en Sudáfrica (Kruger y Shongwe, 2004) y en Oceanía (Lough, 1997; Salinger y Griffiths, 2001). En América del Sur, principalmente en el cono Sur, se han hallado tendencias diversas entre el interior del continente y las costas (Rosenblüth et al., 1997, Vincent et al. 2005; Castaño et al., 2007). Se ha observado una tendencia positiva de las precipitaciones aunque con gran variabilidad entre regiones (Lough, 1997; Rusticucci y Penalba, 2000; Haylock et al., 2006; Castaño et al., 2007).

No todos los estuarios son igualmente vulnerables a los cambios del clima. Por lo tanto, el impacto del cambio climático en los ecosistemas estuarios incluyen un acelerado incremento del nivel del mar, un aumento de la temperatura del agua, cambios en la distribución de las lluvias y por ende en el escurrimiento, cambios en la frecuencia e

intensidad de las tormentas, todos interactuando en diferentes escalas temporales y espaciales (Day et al., 2008). Estos factores deben ser considerados en la evaluación del impacto del cambio climático en la zona costera (**Fig. 2**).

Los estuarios son particularmente vulnerables al calentamiento global porque son afectados por tres diferentes tipos de forzamientos: 1) cantidad y calidad del escurrimiento de agua dulce; 2) procesos de interacción aire-agua de CO₂, intercambios de calor, evaporación y precipitación, forzamiento del viento, etc. y 3) fluctuaciones en el nivel del mar y en las propiedades del agua de mar. En los estuarios los cambios en las fuentes de agua dulce, sedimentos y nutrientes son regionalmente dependientes y por lo tanto efectuar pronósticos sobre cambios futuros dependerá de la variabilidad de la precipitación regional, cambios locales en los procesos de erosión o depositación de sedimentos, nuevas actividades humanas, etc. (**Fig. 2**).

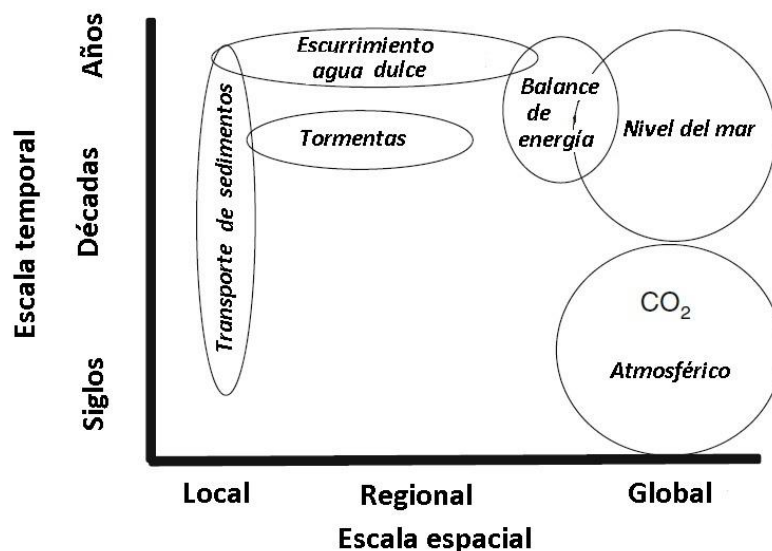


Figura 2. Escalas temporales y espaciales del impacto de los efectos del cambio climático sobre los estuarios.

Las causas del calentamiento global obedecen a causas naturales y antropogénicas. Las causas naturales son numerosas, siendo las más destacadas las erupciones volcánicas y los incendios forestales, entre otros. Por otro lado, el incremento de los gases que producen un efecto invernadero en la atmósfera atrapando gran parte de la energía calórica genera aumentos en la temperatura del aire. El aumento de temperatura es mayor en los continentes que en los océanos, por lo tanto se generan fuertes gradientes de presión atmosférica, y entonces los sistemas de viento se intensifican sobre las márgenes oceánicas (**Figura 3**). También el aumento de los gases que producen el efecto invernadero ocasiona un aumento del CO₂ en las aguas oceánicas y una disminución del pH. Fuertes vientos pueden originar surgencia sobre las zonas costeras localizadas en el oeste de los continentes produciendo un incremento de nutrientes (Bakun 1990).

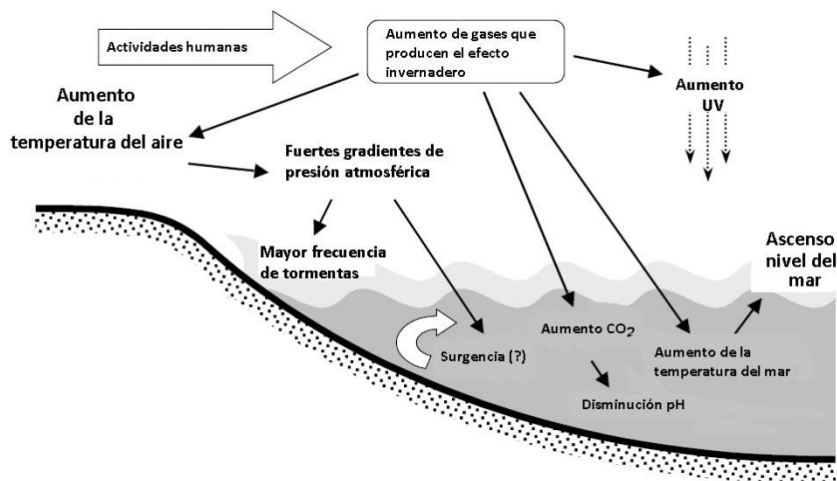


Figura 3. Cambios abióticos importantes relacionados con el cambio climático.

Aumento de la temperatura del mar

Durante el siglo XX y especialmente durante los últimos 30 años de este siglo, se ha registrado un calentamiento climático importante a nivel global (IPCC, 2001). Aunque las variaciones térmicas no son uniformes y se han señalado diferencias significativas entre distintas regiones (Houghton et al., 2001), la tendencia lineal de la temperatura de la Tierra en los últimos 50 años muestra un incremento promedio de aproximadamente 0,13°C por década (IPCC, 2007). El calentamiento es más intenso en latitudes medias y el parámetro más sensible a dicho calentamiento es la temperatura mínima.

De acuerdo a Beigt y Piccolo (2009) En el período 1951 – 2000, en la región del estuario de Bahía Blanca se registró un aumento de 0,7°C (0,14°C por década) en las temperaturas medias anuales del aire (Beigt, 2007). En la década 1991-2000 se registraron incrementos en las temperaturas medias del otoño, invierno y primavera. Simultáneamente se observó un descenso en las temperaturas medias estivales respecto a la década previa. En el estuario de Bahía Blanca las temperaturas mínimas han registrado significativos incrementos desde el año 2000. La simultánea disminución de las temperaturas máximas estivales determina una reducción progresiva de la amplitud térmica en el estuario, situación que se está registrando en diferentes regiones del mundo.

Numerosos artículos estudian la tendencia y variación temporal de la temperatura en aguas costeras (Koutsikopoulos et al., 1998; Rock et al., 2002; Younes et al., 2003; Nezlin et al., 2004; Preston, 2004; MacKenzie y Schiedek, 2007; Masson y Cummins, 2007; Vargas - Yáñez et al., 2007). El análisis de diferentes series de tiempo demuestra que la mayoría de los estuarios presentan un incremento de la temperatura del agua. Preston (2004) analizó datos de temperatura del agua registrados entre los años 1949 y 2002 en el estuario de Chesapeake Bay (EEUU), hallando un incremento de 0,16 y 0,21°C por década en el agua superficial y subsuperficial, respectivamente. El calentamiento se produjo especialmente durante el invierno y la primavera. El autor afirma que el calentamiento continuado del estuario tendrá implicaciones importantes en la estructura y función del ecosistema, así como en el manejo de problemáticas ya existentes, como la eutroficación y la hipoxia béntica (Merlotto y Piccolo, 2009).

En la Bahía Narragansett (EEUU) se estudió la temperatura del agua durante el período 1960 – 1990, observándose un incremento de 3°C durante la estación invernal

(Rock et al., 2002). Los autores estiman que tal cambio en la temperatura invernal probablemente ha alterado las cadenas tróficas de aguas costeras en el Sur de Nueva Inglaterra e influido en la declinación de peces bénticos, comercialmente importantes en dicha área. En el estrecho de Georgia (Canadá) se observó una tendencia de aumento de $0,024^{\circ}\text{C/año}$ en la temperatura del agua (Masson y Cummins, 2007) a lo largo del período 1970 – 2005. Por otro lado, Nezlin et al. (2004) estudiaron la variación interanual de la temperatura superficial del mar en la Bahía Santa Mónica (California) en el período 1987 – 1997 y hallaron una alta correlación entre dicho parámetro y varios factores de forzamiento externo (esfuerzo del viento, temperatura del aire e índice Niño 3), evidenciando que las variaciones térmicas están reguladas tanto por procesos locales como por forzamiento remoto (ciclo ENOS).

Un estudio integrado de los procesos de interacción entre el aire, el agua y el sedimento del estuario de Bahía Blanca (Argentina) durante el período 2000-2007 fue realizado por Beigt y Piccolo (2009). Demostraron que las temperaturas mínimas en el estuario están aumentando significativamente desde el año 2000. La simultánea disminución de las temperaturas máximas estivales determinó una reducción progresiva de la amplitud térmica en el estuario. Hallaron una significativa regresión positiva para las temperaturas mínimas (absolutas) invernales ($p < 0,025$; $R^2 = 0,7$), en las mínimas de primavera ($p < 0,05$; $R^2 = 0,7$) y las mínimas de otoño ($p < 0,05$; $R^2 = 0,5$). Los incrementos térmicos fueron $0,8^{\circ}\text{C/año}$ en la temperatura mínima invernal y de $0,7^{\circ}\text{C/año}$ en las mínimas de otoño y primavera.

En el mismo trabajo determinaron que los procesos de interacción entre el agua y el sedimento del estuario son importantes. La correlación entre las anomalías de la temperatura del agua y del sedimento en el estuario se muestra en la **Fig. 4**. Allí se observa que los sedimentos del fondo de los estuarios siguen el mismo patrón de la temperatura del agua. Entonces, si la temperatura del aire está aumentando, producirá un aumento en la temperatura del agua de los estuarios y entonces se generará un aumento en la temperatura de los sedimentos, afectando la fauna y flora béntica de los mismos.

Simultáneamente a los procesos del calentamiento global, la temperatura del agua de los estuarios está afectada por procesos interanuales, donde el más estudiado es el fenómeno ENSO. Utilizando la Transformada Rápida de Fourier, Beigt y Piccolo (2009) observaron que las fluctuaciones periódicas de la temperatura del agua del estuario de Bahía Blanca muestra un máximo de energía correspondiente al ciclo anual en tanto, en la escala interanual se observa un máximo a los 5,6 años, indicando posibles influencias del fenómeno ENSO.

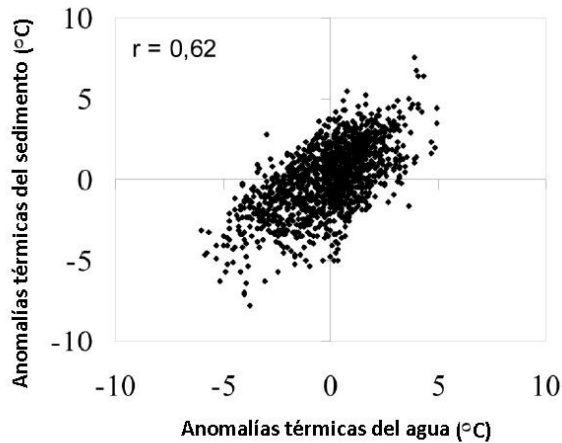


Figura 4. Correlación de Pearson entre las anomalías térmicas del agua y del sedimento en el estuario de Bahía Blanca. Período 2000-2007.

Al comparar las anomalías térmicas con el Índice de Oscilación del Sur (IOS, **Fig.5**) observaron que la ocurrencia de eventos El Niño durante el período 2000-2007 coincidió con temperaturas del aire y del agua superiores a los valores medios, en tanto que la manifestación de eventos La Niña provocó en el estuario de Bahía Blanca temperaturas del aire y del agua inferiores a los valores medios. Las anomalías térmicas (**Fig. 5**) mostraron un máximo de 3,2°C a mediados de abril de 2001, coincidente con la máxima anomalía registrada en la temperatura del aire y con la culminación del evento La Niña 1998/2001. Otro máximo positivo (2,1°C) se observó a principios de abril de 2004, que coincidió aproximadamente con la máxima anomalía registrada en el agua.

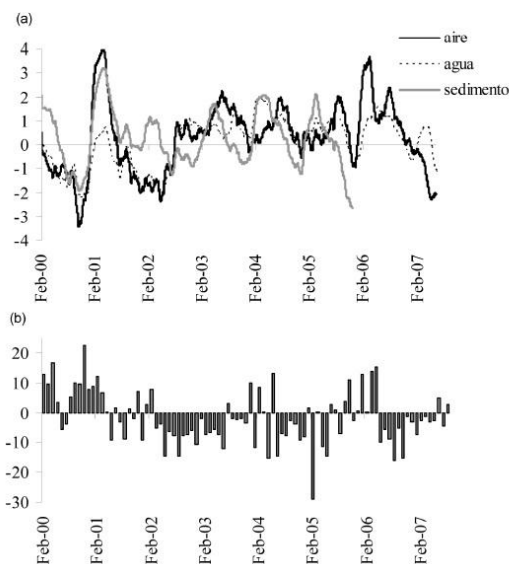


Figura 5. Anomalías térmicas en el aire, agua y sedimento durante el período 2000-2007, (b) Índice de Oscilación del Sur (IOS) mensual para el período de estudio.

Específicamente, la ocurrencia de eventos El Niño coincidió con temperaturas del aire y del agua superiores a los valores medios en el estuario de Bahía Blanca. Durante los eventos La Niña, en cambio, se presentaron anomalías térmicas negativas en el aire y el agua. Considerando los estudios realizados, se demuestra que la variabilidad de la

temperatura del agua en los estuarios no sólo es generada por el calentamiento global sino por los forzamientos meteorológicos interanuales (Labat et al., 2005; Pasquini y Depetris, 2007).

Un aumento de la temperatura del aire del planeta ocasionará cambios en el balance energético de los estuarios (**Fig. 2**) en una escala anual o interanual. Los estudios de balance energético sobre la superficie terrestre muestran cómo la energía solar es localmente redistribuida para crear un microclima particular. La ecuación de balance de calor, la cual indica que la radiación neta que queda en la superficie se distribuye en los diversos flujos turbulentos de calor se expresa mediante (Oke, 1978)

$$R_N = Q_H + Q_G + L_E + Q_A \quad \left[\frac{W}{m^2} \right]$$

donde R_N es la radiación neta [$W m^{-2}$], Q_H es el flujo de calor sensible [$W m^{-2}$], Q_G es el flujo de calor en el suelo [$W m^{-2}$], L_E es el flujo de calor latente [$W m^{-2}$] y Q_A es el flujo de calor advectivo [$W m^{-2}$]. Se considera que Q_H es positivo cuando el flujo de calor es del sedimento a la atmósfera, L_E es positivo cuando se produce evaporación, Q_G es positivo cuando la atmósfera transfiere calor al sedimento, Q_A es positivo cuando se emite calor fuera del ecosistema, mediante la marea y/o la acción del viento (**Fig. 6**).

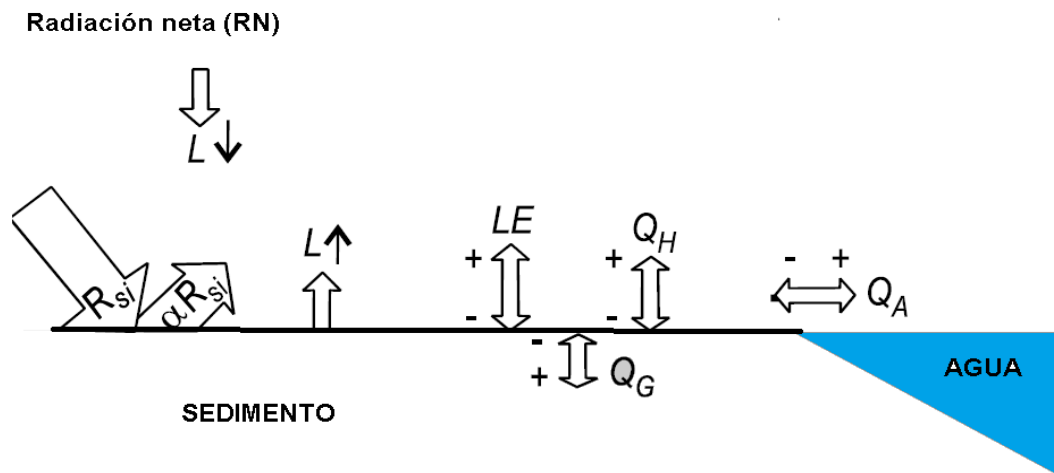


Figura 6. Flujos de calor característicos de los estuarios.

Un estudio del balance de calor para el período estival 2007-2008 en una marisma del estuario de Bahía Blanca demostró que el flujo de calor sensible fue negativo, indicando una continua transferencia de calor de la atmósfera al agua y al sedimento (Tabla 1). Naturalmente, durante el día R_N es positivo indicando que la radiación solar incidente es mayor que la reflejada y durante la noche el flujo radiativo terrestre es desde el suelo hacia la atmósfera. Analizando los valores medios observaron que el flujo de calor latente es el más importante, luego del radiativo, indicando que la evaporación es el proceso más significativo en la marisma. El flujo de calor en el suelo resultó muy pequeño, indicando que el efecto continuo de las inundaciones generadas por las mareas, producen flujos de calor en los sedimentos en diversas direcciones, resultado en un balance casi nulo (Vitale y Piccolo, 2009).

Un estudio previo efectuado en el estuario de Bahía Blanca durante el período 1983–1984 (Sequeira y Píccolo 1985) señaló al flujo de calor en el suelo como uno de los flujos calóricos más importantes, luego de la radiación neta y la evaporación. Los resultados de Beigt et al. (2008) correspondientes al balance de calor del año 2003 y los de Vitale y Piccolo (2009) sugieren que los flujos dominantes además de la radiación neta y el flujo de calor latente es el flujo de calor sensible. Las diferencias entre los resultados obtenidos por ambas investigaciones se debieron probablemente a variaciones en las condiciones meteorológicas.

Tabla 1. Flujo de calor para el período estival 2007-2008 [W/m^2]

<i>TERMINO</i>	<i>MEDIA DIURNA</i>	<i>MEDIA NOCTURNA</i>	<i>MEDIA</i>
R_N	418	-54	182.0
L_E	289	-24	132.5
Q_A	155	-59	48.0
Q_H	42	-117	-37.5
Q_G	18	-17	0.5

Luego de la comparación de los balances de calor en el estuario de Bahía Blanca se observa que estos presentan una variación anual e interanual significativa y que el efecto advectivo del viento y de la marea es muy importante en re-distribuir el calor generado en estos ecosistemas.

Los hábitats intermareales juegan un rol importante dentro de un estuario. Son áreas de cría y refugio de muchas especies de peces e invertebrados y, por lo tanto, ejercen influencia sobre la productividad de las aguas adyacentes. El conocimiento de la variación de los balances de energía es de vital importancia en la evaluación de la biodiversidad de un estuario. Específicamente, el aumento de la temperatura terrestre o pequeños cambios en la radiación neta que se reciba en las zonas costeras producirá cambios en la evaporación y en los procesos de interacción entre el aire, el agua y los sedimentos y entonces inevitablemente afectará la cadena trófica de los estuarios.

Aumento del nivel del mar

A lo largo de la historia geológica de la Tierra, la localización de la costa, también conocida como el nivel medio del mar (NMM), ha variado mucho. Los cambios en el NMM han ocurrido en diferentes escalas temporales y espaciales, desde escala local a global y desde pocos años a millones. En las escalas temporales de los decenios a los siglos, la mayor parte de las influencias se vinculan con el cambio del clima. En las escalas temporales estacionales, interanuales y decenales el nivel del mar responde a los cambios en la dinámica de la atmósfera y el océano, de los cuales el ejemplo más notable se produce en los episodios ENSO. No hay un consenso preciso de la curva absoluta de la evolución del NMM, pero en los últimos 30 años se ha trabajado mucho para lograr la mejor aproximación.

El aumento del nivel medio del mar es una de las consecuencias directas producidas por el calentamiento global. Si cambia este nivel medio no sólo afectará a las poblaciones costeras, sino a la biodiversidad, al relieve, etc. Aunque las condiciones climáticas no estuvieran cambiando, en la mayor parte del mundo se registra una clara tendencia que muestra que el nivel medio del mar (NMM) se está incrementando a una velocidad estimada de 1-2 mm por año. Diversas estimaciones, entre ellas las proporcionadas por IPCC (2001), indican que la influencia del efecto invernadero daría un incremento de la temperatura media global del orden de 1 a 3 °C para el año 2100. Como resultado de ello, se prevé que el NMM sufriría una aceleración que llevaría para ese momento a un incremento entre 30 y 50 cm, en lugar de los 20 cm como máximo si se continuase con el ritmo actual. Carter et al. (1994) presenta valores concretos entre 33 y 51 cm para el año 2100 con rangos (estimados para intervalos de confianza de 10% y 95%) entre 7 y 95 cm.

Se está monitoreando que sucede en los diferentes estuarios del mundo sobre el posible ascenso del nivel del mar. Pero de esta red, sólo un número próximo a 160 cumplen los requisitos para su estudio, es decir, que tengan series de más de 20 años de registro de datos. Este conjunto de estaciones se encuentra vigilada por el Servicio Permanente para el Nivel Medio del Mar (PSMSL), con sede en el Reino Unido y responsable de la recopilación, publicación, análisis e interpretación de los datos obtenidos de las estaciones desde el año 1933. Sin embargo, existe un desequilibrio entre el número de estaciones de monitoreo. En el hemisferio Norte hay muchas más que las emplazadas en el hemisferio Sur (Arteaga Cardineau, 2009). Los resultados obtenidos en la mayoría de los mareógrafos, marcan una tendencia en alza desde el siglo pasado, y en particular desde los últimos 50 años. La media global de este incremento suele estar entre 2 y 3 mm/año. Como ya se mencionó, de seguir esta progresión, el IPCC (2007) estimó que en los próximos 100 años el nivel del mar se encontrará más de medio metro sobre el nivel actual (0,59 cm).

Por lo general, las causas que producen las fluctuaciones marinas son diversas, pues resultan de la confluencia de factores tanto del orden astronómico, climático, geofísico y geodinámico (Paskoff, 1994). Estos procesos que afectan a los océanos y mares (disminuyendo o incrementando su nivel) se denominan “eustáticos”. La subida del nivel medio del mar (NMM) se debe, en gran medida, al incremento que la temperatura del aire está experimentando en prácticamente todo el planeta. Esta, puede influir de dos formas sobre la superficie oceánica (Figura 7): a) La primera tiene una implicación directa sobre los casquetes glaciares y los Polos y, por tanto, en los procesos “glacio-eustáticos”.

El incremento de las temperaturas aumentará la eficacia del deshielo de las superficies heladas, especialmente en el Ártico y, por ello, un aporte suplementario de agua a los océanos. Las estimaciones del incremento del NMM por el efecto del deshielo de los glaciares y de las grandes superficies heladas, dejan muchas dudas y varían según los autores: Meier (1990) calculó un ascenso por estas causas de unos 0,6 m con un error considerable de + 0,4 m. Oerlemans y Fortuin (1992) prevén un incremento de 0,57 mm/año, lo que implica unos 0,5 m en los próximos 100 años. Sin embargo, para otros autores y al

contrario de lo que pudiera parecer en un principio, esta tendencia por efecto del deshielo, no son provocados por los grandes superficies continentales de Groenlandia y de la Antártida como se observa en la **Fig. 7** (Arteaga Cardineau, 2009). Efectivamente, desde finales de los “80”, se tiende a señalar a los glaciares de las altas montañas y aquellas áreas con capas de hielo poco importantes, como los principales responsables (Nakada y Lambeck, 1988) del ascenso del NMM. El IPCC (2007), más recientemente, ha establecido 0.8 mm de ascenso anuales se deben al deshielo de los glaciares.

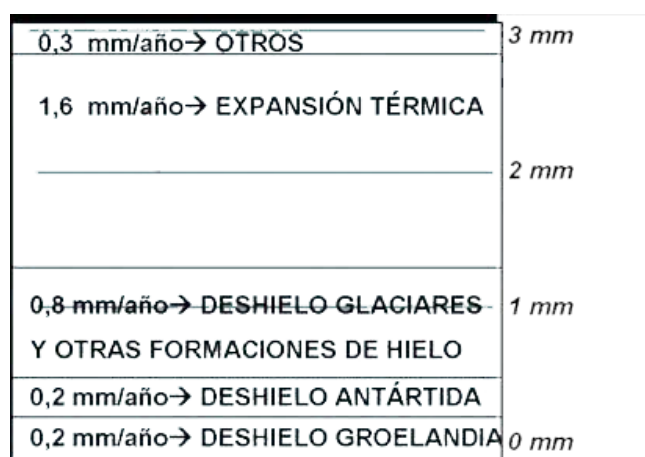


Figura 7. Causas de la subida del nivel del mar

Sin embargo, los resultados de los diferentes autores varían mucho en los últimos treinta años (Figura 8). Titus et al (1991) condensó los resultados en una simple gráfico. Esas estimaciones fueron publicadas para que los ingenieros y los que toman decisiones las tuvieran en cuenta. Actualmente, se advierte un incremento del NMM con una media de 1.8 mm/año (1.3 mm/año de mínima y de 2.3 mm/año de máxima) entre los años 1961 y 2003. Por otro lado, se observó un aumento entre los años 1993 y 2003, donde la tasa media de ascenso se situó en 3.1 mm/año (2.4 mm/año de mínima y 3.8 mm/año de máxima). Esto supone un incremento de 7,56 cm en los últimos 42 años y que parece suponer, para todo el siglo pasado, un ascenso total de entre 17 y 22 cm (Arteaga Cardineau, 2009).

A pesar de la notable reducción en los valores de las predicciones sobre los cambios del nivel medio del mar, la situación planteada por esta aceleración implica serias complicaciones para numerosos países que poseen zonas costeras de escasa pendiente (p.e., Bangladesh, Holanda) o islas de escaso desarrollo montañoso. Aun el más leve incremento en el NMM puede repercutir en una pérdida significativa y aun de la totalidad de su territorio. El impacto inmediato de un ascenso del nivel medio del mar será la pérdida de superficie, producto de la inundación de tierras bajas y humedales como así también la erosión de playas y acantilados. Sin embargo, el impacto no queda restringido al problema geomorfológico sino que se traduce rápidamente a la esfera socio-económica y al desarrollo potencial específico de la zona costera que se ve afectada por este fenómeno. El problema a resolver ya no es entonces uno dirigido a los procesos físicos sino que involucra un tratamiento multi e interdisciplinario.

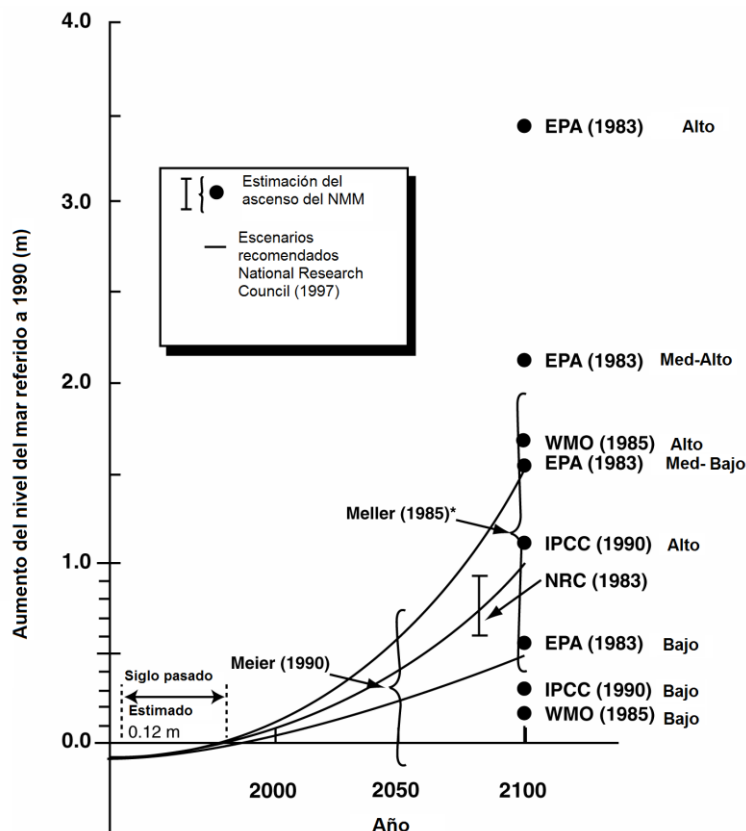


Figura 8. Estimaciones de futuros ascensos del nivel del mar de acuerdo a diferentes fuentes.

Normalmente, estimaciones globales dan un criterio adecuado para definir las condiciones básicas locales, sin embargo, cada localidad debe ser estudiada específicamente considerando únicamente las condiciones particulares de la misma. Los resultados que así se obtienen, pueden ser incorporados luego al conjunto de la información global que se está obteniendo a través de estudios empíricos y teóricos.

Si la sociedad aplicara rápidamente, en las costas, medidas de adaptación adecuadas para controlar los efectos del cambio climático, el estrés de la población costera se reducirá enormemente. Las prácticas más comunes es la construcción de defensas a lo largo de la costa, que sabemos que alteran el equilibrio costero. Si el nivel del mar es la única fuerza impulsora de los accidentes geográficos costeros, la erosión en macro y mega escalas y la redistribución de los sedimentos darán como resultado el establecimiento de una nueva forma de equilibrio costero. Sin embargo, el aumento del nivel medio del mar no es la única fuerza motriz capaz de alterar la geomorfología de la costa. Por lo tanto, se requiere implementar un programa de gestión integrada de zonas costeras.

El aumento del nivel del mar incrementa la vulnerabilidad de los estuarios, las planicies de mareas y marismas al efecto de las tormentas, pues aumenta el nivel de base del agua para las tormentas extremas y las inundaciones. Además se espera que se incremente la salinidad de los estuarios y de los acuíferos de agua dulce y alteración de los rangos de marea.

Los cambios climáticos pueden afectar la estructura de los ecosistemas y su funcionamiento, tales como la pérdida de hábitat y la contaminación. El ascenso del nivel del mar puede acelerar la pérdida de los humedales costeros y el aumento de las precipitaciones. Una consecuencia importante de la variabilidad climática es el aumento del escurrimiento de la contaminación urbana en los estuarios. Las especies pueden responder

a los cambios en las variables ambientales mediante la adaptación o fluctuaciones en su abundancia y en algunos casos hasta su completa desaparición.

Algunos estuarios, como los que se encuentran en Holanda, se caracterizan por procesos simultáneos de subsidencia de sus márgenes y ascenso del nivel del mar. En ese país se construyeron numerosos diques para prevenir los daños del ascenso del nivel del mar, sin embargo un estudio detallado (Smits et al., 2006) indicó que la influencia de la subsidencia del terreno era importante y se deben tener en cuenta los dos procesos (**Fig. 9**). En un principio se construyeron diques para impedir el ingreso de las aguas, pero también se eliminó el efecto de las mareas. La evaluación final del problema indica que se debe buscar un balance natural. Es decir, lograr un balance entre la sociedad y la naturaleza. Preservar las actividades humanas para que la sociedad pueda vivir, pero manteniendo los procesos naturales de los estuarios sin cambiarlos significativamente.

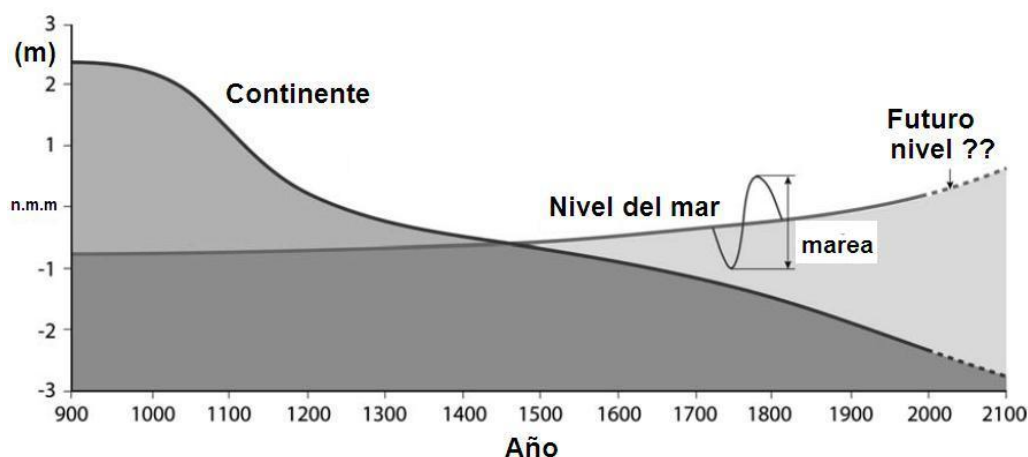


Figura 9. Subsidencia y ascenso del nivel del mar en la costa Oeste de Holanda

Como se ha mencionado las variaciones del nivel del mar en la actualidad se definen en base a registros de marea, con series mundiales largas que no deben ser inferiores a 100 años. En la mayoría de los países del hemisferio Norte se dispone de series de datos mareográficos de períodos superiores a 100 años, en Argentina son escasos. Aun más, aquellos registros largos, como por ejemplo el del Río de la Plata, Quequén y en el estuario de Bahía Blanca, no pueden ser empleados con suficiente confianza ya que los mismos podrían estar afectados por las condiciones dinámicas particulares de su circulación estuarial y/o la descarga fluvial. Lanfredi et al. (1988) estableció que el mareógrafo más confiable para tales cálculos es el existente en Puerto Quequén con más de 100 años de datos. Ellos obtuvieron una estimación del ascenso del nivel medio del mar de 1.6 mm/a, coincidente con los valores encontrados en otros puntos del Atlántico Occidental.

El estuario del Río de la Plata (Argentina) está experimentando un incremento importante de su nivel medio del mar (Ré (2005), **Fig. 10**). El aumento total fue de 17 cm para el siglo XX (D'Onofrio et al, 2003) de los cuales aproximadamente el 50 % se produjo en las últimas décadas. En cambio en el estuario de Bahía Blanca (**Fig. 11**) se han calculado variaciones del nivel medio del mar que han fluctuado significativamente en los últimos 8.000 años (Gomez y Perillo, 1995). Lo que indica que cada estuario puede presentar una vulnerabilidad diferente ante el impacto del ascenso del NMM.

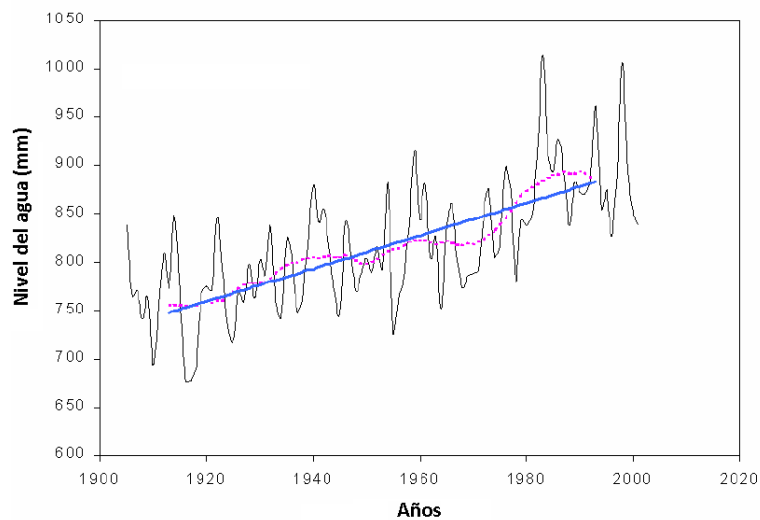


Figura 10. Niveles medios anuales del mar en el Puerto de Buenos Aires.

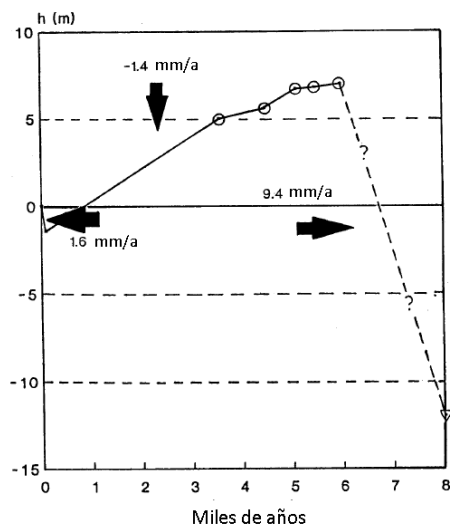


Figura 11. Curva de variación relativa del nivel medio del mar para el estuario de Bahía Blanca.

Dado que la tendencia en los estuarios en general es el ascenso del NMM y que el impacto inmediato es la pérdida de la superficie costera debido a las inundaciones de las planices de marea, marismas y toda zona baja, la erosión debido al transporte de los sedimentos, etc. se debe estudiar el riesgo potencial de los estuarios ante este evento. Diez et al. (2007) analizó la vulnerabilidad del estuario de Bahía Blanca ante un posible ascenso del nivel del mar y encontró que la posible pérdida de las planices de marea del estuario era muy importante, no sólo en su parte interna sino en la externa con la pérdida de gran parte de sus islas (**Fig. 12**).

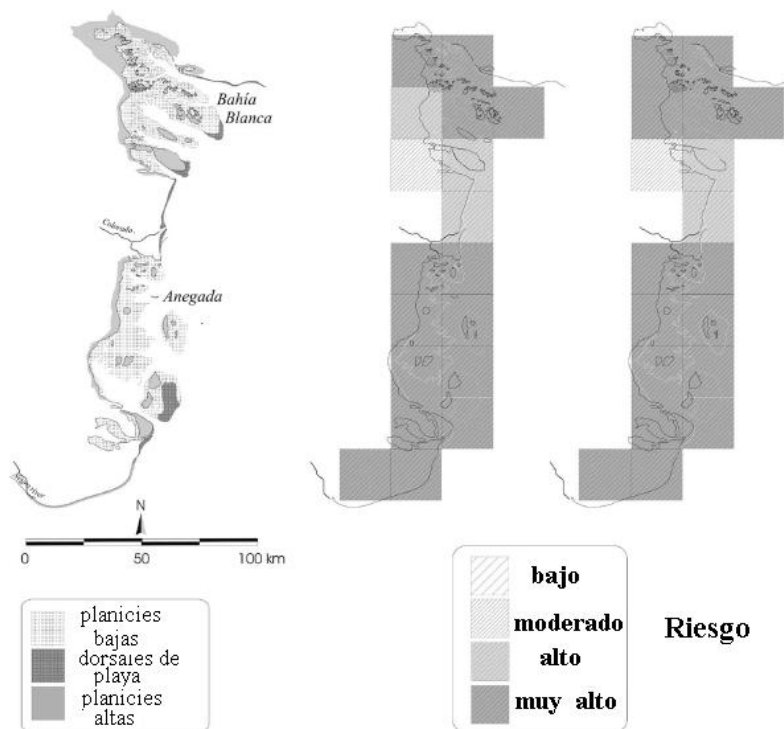


Figura 12. Mapa del índice de vulnerabilidad costera para el estuario de Bahía Blanca - Bahía Anegada.

Aumento de la frecuencia de Tormentas

El aumento de la temperatura de la atmosfera indica que se dispone de más energía calórica y más turbulencia para generar los típicos procesos sinópticos meteorológicos. Por lo tanto, se está observando en diversas regiones del planeta una mayor frecuencia de tormentas. Esto ocasiona una reducción del tiempo que necesitan los estuarios para recuperarse de los efectos de estos eventos extremos. Las tormentas severas afectan a muchas regiones costeras durante el invierno y en menor medida, en el verano. Las tormentas son los agentes principales que pueden causar cambios drásticos de los accidentes geográficos costeros como las playas, los médanos, erosión de los acantilados, apertura de puntos de vertido de las mareas en las islas de barrera, etc. Las tormentas ocasionan una erosión, depositación y transporte importante del sedimento en los estuarios.

Los sistemas de baja presión que se desplazan desde el mar al continente pueden originar convección y generar precipitaciones importantes y entonces ocasionan escorrentías significativas. Dependiendo de la naturaleza de la geomorfología costera el viento puede cambiar de dirección e intensidad. Estos procesos están dominados por escalas de decenas a cientos de kilómetros (Rogers, 1995). Variaciones en la intensidad del viento, cambios bruscos de la presión atmosférica, aumento en la frecuencia de pasajes de frentes en las costas son los principales parámetros meteorológicos que puedan generar la erosión costera.

Hay escasos estudios sobre el rol de las tormentas en los cambios de las formas del relieve costero en el largo plazo. Parte de la razón es la falta de información cuantitativa sobre la actividad de tormentas históricas (Zhang et al., 2000). El efecto de las tormentas sobre la modificación de la línea de costa ha sido estudiado por diferentes métodos que van desde la análisis de los parámetros hidrográficos (p.e.: mediciones de

nivel de agua y ondas de tormenta), geológicos (p.e.: transporte de sedimentos en las aguas costeras y variaciones de perfiles de playa) a los meteorológicos (p.e.: intensidad del viento, frecuencia de las tormentas, índices de tormenta, análisis de imágenes aéreas).

A pesar que en los estuarios muchos procesos pueden ser pronosticados, como las mareas, a menudo los fenómenos meteorológicos afectan de tal manera los procesos que los pronósticos no se ajustan a la realidad (Rozas, 1995). Sostenidos vientos fuertes asociados a las tormentas, por ejemplo, producen los mayores incrementos en los niveles de las aguas costeras (tormenta positivo oleadas (PSS)), especialmente en sitios micromareales (rango de marea menor a 2 m). Estas tormentas pueden ser más graves si coinciden con mareas de sicigia. La elevación anormal del nivel del mar cerca de la costa sumado al efecto de grandes olas puede causar gran erosión en la playa superior (Fiore et al., 2009).

Las tormentas causan en los estuarios las denominadas ondas de tormentas. Estas ondas se producen cuando el viento y los centros de baja presión causan que el agua sea empujada hacia la costa produciendo niveles de agua de alturas muy grandes. El efecto de estas ondas en cada estuario depende de la hidrografía, la batimetría, la exposición a diferentes direcciones del viento y a la descarga de agua dulce. Usando un modelo numérico hidrodinámico – meteorológico Plüß* et al. (2001) estudiaron la importancia relativa de las variaciones de la velocidad y dirección del viento y la descarga de agua dulce en el estuario del río Elbe. Compararon la altura del nivel del agua a lo largo del estuario (**Fig. 13**) en condiciones de calma y con intensidades de viento moderadas a fuertes. Encontraron que el viento por sí solo afectaba enormemente el nivel del agua en distancias tan largas como 100 km.

Utilizando el mismo modelo (Plüß* et al., 2001) estudiaron el efecto sobre el nivel del agua de diferentes descargas que recibe el río. Obviamente si existe un aumento de la frecuencia de tormentas se incrementará la descarga de los ríos en los estuarios. La **Fig. 14** muestra los resultados del modelo aplicado al río Elbe considerando varias descargas de ríos. Se observa que cuanto mayor es la descarga del río, mayor es la altura de la onda de tormenta. Entonces, el efecto del aumento de la frecuencia de tormentas presenta varios procesos que modifican la altura del nivel del agua en forma significativa en los estuarios: cambios en la intensidad del viento y el aumento de la descarga de los ríos. Cabe aclarar que además el viento genera olas importantes que también modifican y erosionan las costas estuariales.

El pasaje de los frentes fríos pueden ser dramáticos en algunas zonas costeras, especialmente en aquellos estuarios que son micromareales. En numerosos casos el pasaje de una tormenta puede ocasionar que se duplique el rango de la marea normal. Varios estudios demuestran que el pasaje de frentes fríos es el medio más eficaz para ocasionar desplazamientos de agua (ej., Pérez et al., 2000). Un clásico ejemplo se observó en la Bahía de Corpus Christi, EE.UU (Smith, 1977)). A las 56 hs del pasaje de un frente frío el 10% del volumen de la Bahía se había desplazado hacia el Golfo de México. Patrones similares se describen en el SE del Parque Nacional Everglades (EEUU, Davis et al., 2004). Por lo tanto, dependiendo de las diferentes características de las tormentas (duración, cantidad de precipitación, intensidad de las tormentas y la dirección del viento) se puede esperar desplazamientos significativos del agua costera. Estos eventos a corto plazo puede dar cuenta una proporción sustancial del flujo anual de agua dulce y materiales entre las zonas costeras y la plataforma interior. Hallazgos similares en ambientes costeros en Louisiana (EEUU) son presentados por Moeller et al. (1993).

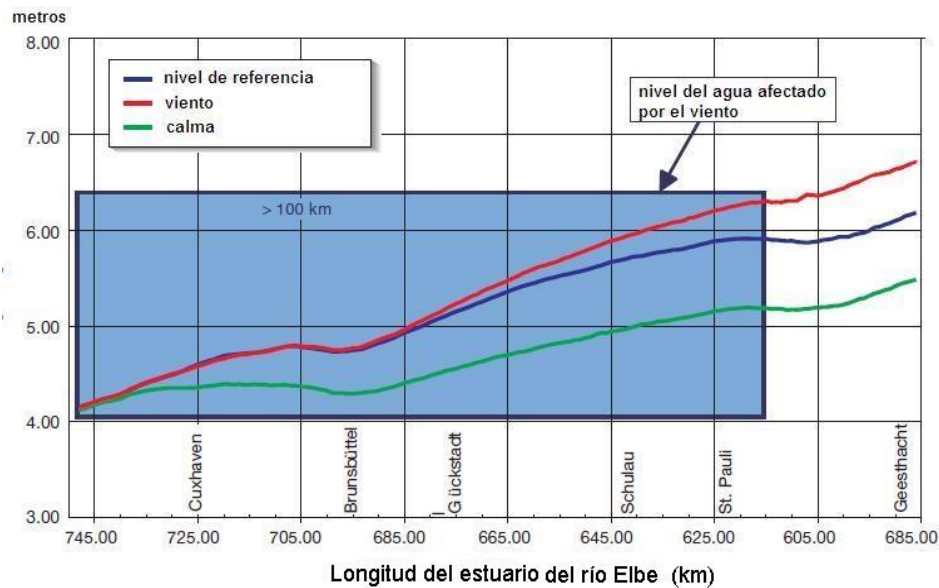


Figura 13. Influencia del viento en el estuario del río Elbe.

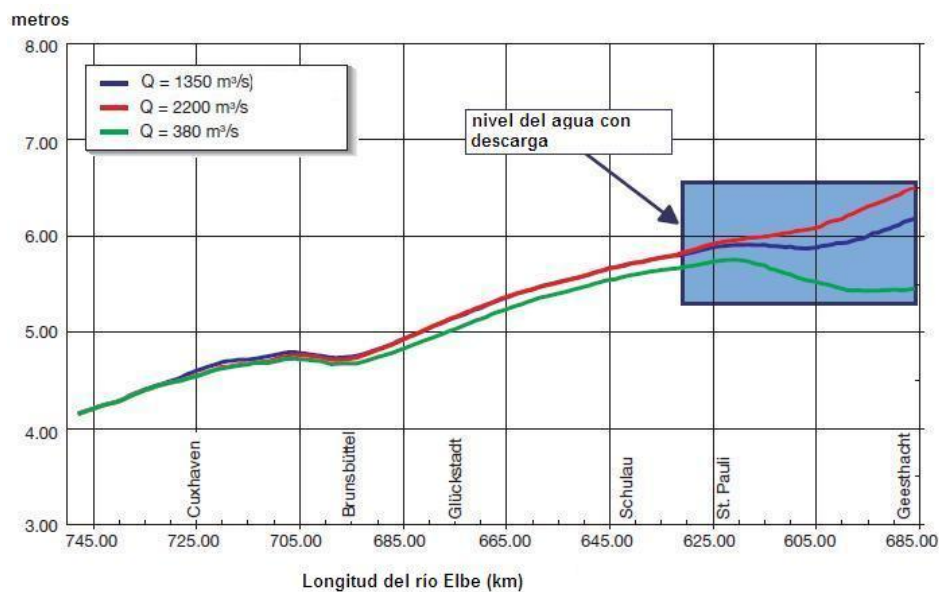


Figura 14. Variación de la altura de la onda de tormenta producida por diferentes descargas en el río Elbe.

Consecuencias biológicas del cambio del clima

Los estuarios son ecosistemas sumamente productivos y tienen roles importantes en el entorno de la productividad de litoral costero. En estos sistemas los ríos y las aguas subterráneas interactúan con el agua marina. Cambios en la entrada de agua dulce causa variaciones de la salinidad de los estuarios y por lo tanto los organismos que allí habitan deben ser tolerantes a esa variabilidad. Procesos ecológicos dentro de estuarios y los tipos de hábitat estuariales son afectados por factores hidrológicos, por la superficie del estuario y volumen, y por sus entradas de agua dulce y marina. El drenaje de ríos lleva materiales disueltos (sustancias nutritivas, contaminantes) y partículas (suelo, aguas residuales) al estuario. Las corrientes de marea dentro del estuario, transportan estos sedimentos

produciendo erosión y/o depositación generando en algunos casos contaminación de la columna de agua.

Los organismos actúan recíprocamente directamente e indirectamente entre sí (p.e., depredación, competición de recursos, parasitismo) y son afectados por su entorno físico. Un ejemplo de la cadena trófica estuarial se presenta en la **Fig. 15**. Los organismos cambian sus roles cuando crecen y maduran o cuando se mueven con el tiempo a diferentes hábitats. Por ejemplo, el salmón incubado en el agua dulce de los ríos, luego las corrientes lo llevan río abajo a los estuarios durante un tiempo hasta terminar en los océanos. Vuelven a los estuarios y a los ríos en su etapa madura para desovar. Obviamente, en cada uno de estos hábitats vive parte de su ciclo de vida. A lo largo de su vida participa entonces de diferentes cadenas tróficas, compite por recursos (alimento, espacio de refugio) con diferentes especies y es afectado por distintos parásitos (Kennedy et al, 2002).

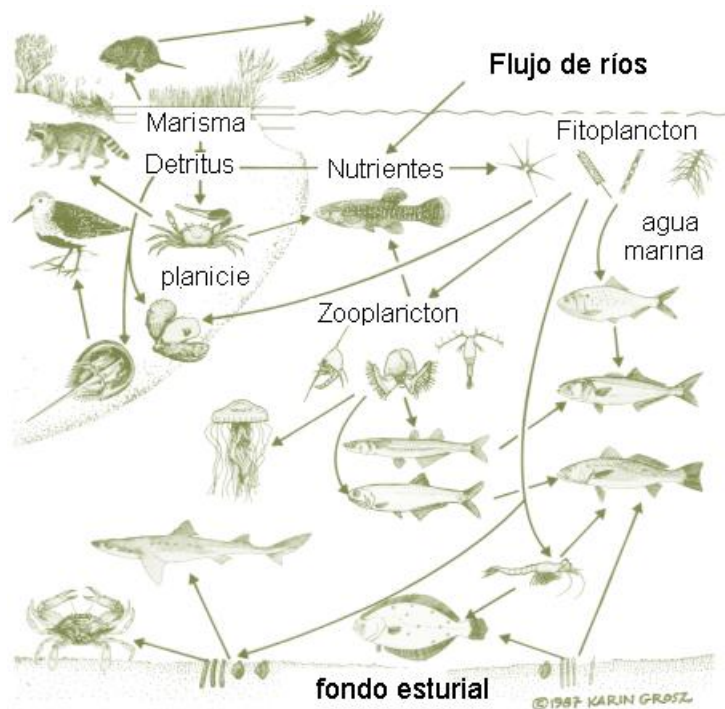


Figura 15. Diagrama esquemático de la cadena trófica estuarial.

Las interacciones entre las especies y los grupos de alimentación pueden proporcionar una elasticidad en el sistema de tal modo que la pérdida de unas cuantas especies no afecte la cadena trófica. Sin embargo, puede suceder que la pérdida de una especie clave o grupo de especies cuya pérdida es perjudicial a la integridad de la cadena trófica. Hasta el momento, nuestro conocimiento sobre las cadenas tróficas estuariales es muy limitado.

Los cambios abióticos en los ecosistemas estuariales pueden causar impactos directos en la dispersión y el reclutamiento del desarrollo de una especie a lo largo de sus diferentes estados en su ciclo de vida. Efectos adicionales pueden observarse a nivel de la comunidad mediante cambios en el tamaño de la población o de las especies marinas que interactúan entre sí. Los efectos ecológicos inmediatos debido al cambio en el clima de una región incluyen variaciones en la conducta de los individuos, la dinámica de la población y la estructura de las comunidades. Todos los efectos inmediatos a futuro producirán cambios en la distribución de las especies, en la biodiversidad, productividad, etc. (**Fig. 16**).

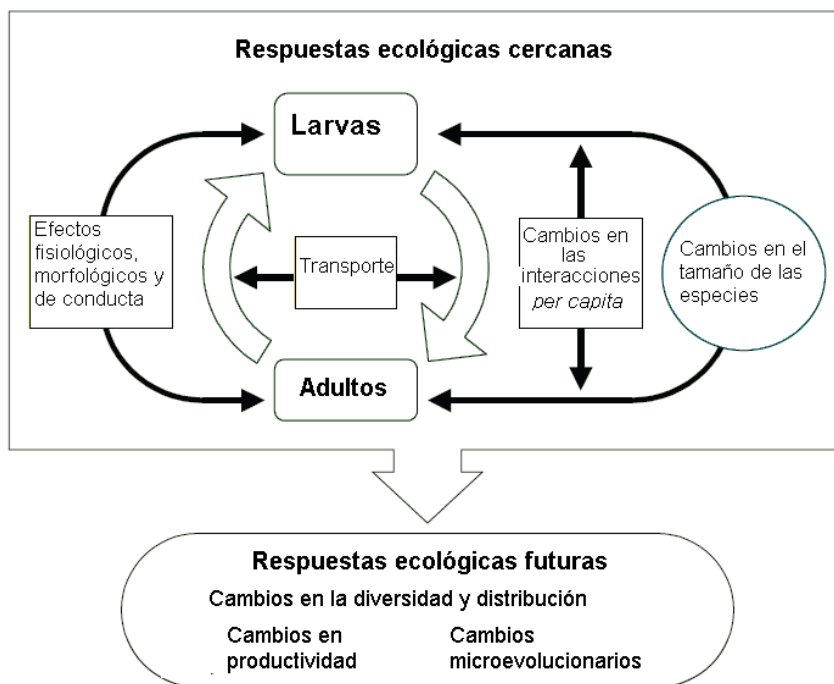


Figura 16. Respuestas ecológicas potenciales.

Las consecuencias del cambio climático sobre los sistemas biológicos no sólo afectan a las variables asociadas a la configuración de los ecosistemas, sino que estos sistemas también experimentan una reorientación de sus funciones. Son varios los procesos ecológicos que se ven afectados por el cambio climático: la productividad, la dinámica poblacional, la abundancia y distribución de especies, entre otros. Surge el concepto de reensamblaje ecosistémico. Este concepto hace referencia al reemplazamiento de algunos grupos de fauna y flora por aquellos que se ven favorecidos por las nuevas condiciones climáticas determinadas, generalmente, por una mayor temperatura media y concentración atmosférica de CO₂ (Lorente et al., 2004).

La temperatura afecta los procesos fisiológicos de los organismos, desde daños en las proteínas, o en la fluidez de las membranas hasta en las funciones de los órganos. En general, una gran cantidad de organismos viven próximos a su nivel de tolerancia, por lo tanto un incremento en la temperatura impactará negativamente en el desarrollo y supervivencia de estos (Somero, 2002). El aumento de la temperatura tiene un efecto diverso en las diferentes especies que habitan los estuarios y en sus ciclos de vida. Por ejemplo, algunos estados de larvas planctónicas son mucho más vulnerables a los cambios de temperatura que el estado adulto.

Recientemente, se han detectado diferencias no esperadas de las especies al cambio del clima. Por ejemplo se encontraron evidencias que los cangrejos que habitan la zona intermareal de los estuarios y que son más termo-tolerantes que los que habitan en la zona de deslizamiento de las playas, están siendo muy vulnerables al cambio de temperatura. Esto se debe a que viven en un sitio en el cual la temperatura está muy cercana a sus límites fisiológicos de temperatura (Stillman, 2003). En las islas Galápagos, durante el fenómeno del Niño de 1997-1998, la superficie del agua aumentó su temperatura y gran número de organismos filtradores murieron a consecuencia de la disminución del plancton del que se alimentaban, alterando la red trófica (Benchuey, 1999; Doubilet, 1999).

Tal vez las consecuencias más obvias del cambio climático sobre la distribución de las especies es el efecto del ascenso del nivel medio del mar. Algunas especies emigrarán y en muchos casos se reducirá la posibilidad de ciertos hábitats dada la reducción de la superficie costera. Por otro lado, muchas regiones experimentarán un cambio en los sistemas típicos de vientos y en el aumento de la intensidad de las ráfagas ocasionando eventos extremos de vientos. Esto puede ocasionar ondas de tormentas con los daños típicos que se generan en las superficies intermareales y submareales. Por otro lado, cambios en la dirección del viento predominante puede restringir las surgencias costeras, disminuir entonces los nutrientes y afectar la reproducción de las algas planctónicas y benthicas.

En el tiempo geológico, el clima ha variado influenciando la distribución y oportunidad de los hábitats que a su vez han influenciado la distribución y la dispersión de las especies. Por lo tanto es realístico esperar en el futuro que el cambio del clima tendrá una gran influencia en el control de las comunidades, hábitats, especies y organismos (Graham y Harrod, 2009). Aunque los cambios climáticos han sido un rasgo característico de la vida en el planeta Tierra y han jugado los mayores roles en la evolución y la distribución global de la biodiversidad, las predicciones de los futuros cambios climáticos, especialmente en temperatura son tan grandes que exceden los ocurridos en el tiempo geológico reciente.

Cambios en el clima, en particular la temperatura, afectarán las pesquerías en todos los niveles de su organización biológica: celular, individual, poblacional, especies, comunidad y ecosistemas. En forma directa o indirecta afectarán los procesos ecológicos y fisiológicos. Numerosos trabajos han sido publicados referidos a las consecuencias del cambio climático en los recursos pesqueros. Estas variarán de acuerdo a sus ciclos de vida y a la tolerancia de estos, por lo tanto es muy difícil de predecir cuál será la respuesta ante el cambio climático. Algunas especies sobrevivirán pues se adaptarán al aumento de la temperatura o variarán sus hábitats de acuerdo a sus preferencias. Un ejemplo lo constituye el análisis efectuado sobre las pesquerías en Irlanda e Inglaterra (Graham y Harrod, 2009). Encontraron que pueden desaparecer algunas especies económicamente importantes adaptadas a temperaturas frías (*Gadus morhua* and *Clupea harengus*) y se han establecido nuevas especies adaptadas a temperaturas más altas (e.g. *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus* y Ciprinidos). Se calcula que algunas especies disminuirán su abundancia irreversiblemente (ej., *Salvelinus alpinus* entre otros).

Otro aspecto importante que se debe tener en cuenta referido al cambio climático y en especial en aquellos estuarios asociados a puertos internacionales, es la presencia de especies invasoras. Es difícil de pronosticar los efectos de los cambios ambientales globales, como el cambio climático y las invasiones biológicas sobre los sistemas ecológicos. En el largo plazo, estos cambios pueden tener consecuencias importantes en la biodiversidad de los estuarios. Sin embargo, es probable que las especies invasoras respondan de maneras que serían pronosticables cualitativamente y algunas de esas respuestas serán distintas a las de sus contrapartes nativas. Hellmann et al. (2008) identificó cinco consecuencias no exclusivas del cambio climático sobre especies invasoras: (1) mecanismos de transporte e introducción alterados; (2) establecimiento de especies invasoras nuevas; (3) alteración en el impacto de las especies invasoras existentes; (4) alteración en la distribución de especies invasoras existentes; y (5) alteración en la efectividad de las estrategias de control.

La mayor parte de las especies tienen asociado un rango térmico, de humedad y de radiación, relacionado con su fenología y fisiología. Como consecuencia del aumento de la temperatura y la variación en el reparto de las precipitaciones asociadas al cambio climático,

numerosas especies van a ver modificado su hábitat aumentando o disminuyendo su rango de distribución. Resumiendo, el futuro cambio climático es considerado una amenaza para la biodiversidad, la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas estuariales que además están sujetos a las actividades antrópicas.

Conclusiones

El cambio del clima es una de las amenazas principales de la biodiversidad, la estructura y el funcionamiento de los sistemas estuariales. Aunque las causas y sus efectos son actualmente tema de debate, hay un consenso entre los científicos que el cambio del clima es real. El cambio climático ocasionará un aumento de la temperatura del agua de los estuarios, cambios en los balances de energía, aumento del nivel del mar, incremento en la frecuencia de las tormentas y por lo tanto en la descarga de los ríos y los procesos de erosión costeros. Este debe ser visto como un problema a largo plazo que se superpone a una serie más inmediata de temas naturales y antropogénicos.

El incremento de la precipitación y la descarga de los ríos intensificarán el stress en los estuarios pues aumentará el transporte de nutrientes y contaminantes a los ecosistemas costeros en general. La variabilidad del clima afectará a las diferentes especies que viven en los estuarios de diferentes maneras, tal vez lo más importante es que las relaciones entre las especies pueden cambiar. Los ecosistemas son complejos y están íntimamente relacionados, por lo que los efectos del cambio climático es extremadamente difícil de predecir. El cambio en la hidrografía de los estuarios produce desplazamientos de algunas especies en las cuales ellos habitan. Además, el aumento de la escorrentía va a modificar la calidad del agua, con consecuencias negativas para la vegetación acuática sumergida, la cadena trófica estuarial y por lo tanto la presencia de las aves características de estas zonas.

Si se resumen las consecuencias de estos procesos y considerando los estudios realizados por el IPCC (2001, 2007) se prevén los siguientes riesgos en las zonas estuariales: a) Incremento de la erosión costera con la consiguiente desaparición de playas y deltas, b) Inundación y desaparición de espacios litorales de gran valor ecológico y económico, c) la "salinización" de los acuíferos y ríos de agua dulce que se encuentren emplazados próximos a la costa, poniendo en peligro así este valioso recurso para abastecer las poblaciones inmediatas, d) variaciones en las propiedades físico-químicas y dinámicas de las aguas estuariales y finalmente, e) la extinción de la fauna y flora estuarial que no pueda adaptarse a las nuevas condiciones de temperatura, acidez y salinidad.

REFERENCIAS

- Arteaga Cardineau, C. 2009. Nivel del mar, erosión costera y Cambio climático. Jornadas sobre Europa y el Cambio Climático. *Cuadernos del I.N.I.C.E.*, 151-168
- Australian Bureau of Meteorology. 2008. S.O.I. (Southern Oscillation Index) Archives—1876 to present. (<http://www.bom.gov.au/climate/current/soihtm>).
- Bakun A. 1990. Global climate change and intensification of coastal ocean upwelling. *Science* 247: 198–201.
- Bartolini G., Morabito M., Crisci A., Grifoni D., Torrigiani T., Petralli M., Maracchi G., Orlandini S. 2008. Recent trends in Tuscany (Italy) summer temperature and indices of extreme. *Int. J. Climat.* 28: 1751-60.
- Beigt D.; Piccolo M.C.; Perillo G.M.E. 2003. Soil heat exchange in Puerto Cuatrerros tidal flats, Argentina», *Ciencias Marinas* 29: 595-602.
- Beigt D., Piccolo M.C. 2009. Tendencia de la temperatura en una planicie de marea en el estuario de Bahía Blanca (2000-2007). *Invest, Geogr*, 48: 253-271.

- Beigt D., Piccolo M.C., Perillo G.M.E. 2008. Surface heat exchanges in an estuarine tidal flat (Bahía Blanca estuary, Argentina). *Ciencias Marinas* 34: 1-15.
- Benchuey P. 1999. Las Galápagos, paraíso en peligro. *National Geographic* 4: 20-31.
- Brázdil R., Budíková M., Auer I., Böhm R., Cegnar T., Fasko P., Lapin M., Gajic Capka M., Zaninovic K., Koleva E., Niedzwiedz T., Ustrnul Z., Szalai S., Weber R.O. 1996. Trends of maximum and minimum daily temperatures in Central and Southeastern Europe. *Int. J. Climat*, 16: 765-782.
- Brunetti M., Buffoni L., Maugeri M., Nanni T. 2000. Trends of Minimum and Maximum Daily Temperatures in Italy from 1865 to 1996. *Theor. Appl. Climat*, 66: 49-60.
- Castañó J.P., Baethgen W., Gimenez A., Magrin G., Travasso M.I., Olivera L., Rocca Da Cunha G., Cunha Fernandes J.M. 2007. Evolución del clima observado durante el período 1931-2000 en la región sureste de América del Sur. Proyecto AIACC TWAS, *Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria*. Canelones, Uruguay, 9 pp.
- Day J. W., Christian R. R., Boesch D. M., Yáñez-Arancibia A., Morris J., Twilley R. R., Naylor L., Schaffner L., Stevenson C. 2008. Consequences of Climate Change on the Ecogeomorphology of Coastal Wetlands. *Estuaries and Coasts* 3: 477-491.
- Diez P.G., Perillo G.M.E., Piccolo M.C. 2007. Vulnerability to sea level rise on the coast of the Buenos Aires Province. *J. Coast. Res.* 23: 119-126.
- Doubilet D. 1999. Las Galápagos bajo el agua. *National Geographic* 4: 32-41.
- D'Onofrio E. E., Fiori M. E., Ruiz E. H. 2003. Tendencia relativa del nivel medio del Río de la Plata en el puerto de Buenos Aires. Instituto de Geodesia de la Fac. de Ing. de la Univ. Buenos Aires, 1 pp.
- Enfield D. B., Mestas-Núñez A. M. 1999. Multiscale variabilities in global sea surface temperatures and their relationships with tropospheric climate patterns. *J. Climate* 12 : 2719-33.
- Easterling D.R., Horton B., Jones P.D., Peterson T.C., Karl T.R., Parker D.E., Salinger M.J., Razuvayev V., Plummer N., Jamason P., Folland C.K. 1997. Maximum and minimum temperature trends for the globe. *Science* 277 : 364-367.
- Founda D., Papadopoulos K.H., Petrakis M., Giannakopoulos C., Good P. 2004. Analysis of mean, maximum, and minimum temperature in Athens from 1897 to 2001 with emphasis on the last decade: trends, warm events, and cold events. *Glob. and Planet. Change* 44: 27-38.
- Horton B. 1995. Geographical distribution of changes in maximum and minimum temperatures. *Atm. Res.* 37: 101-117.
- IPCC. 1997. Impactos Regionales Del Cambio Climático: Evaluación de la vulnerabilidad. Watson, Zinyowera, Moss, Dokken, (Eds), 16 pp.
- IPCC, 2001. Climate Change 2001, Synthesis Report. *A Contribution of W.G. I, II, and III to the Third Assess. Rep. I.P.C.C.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC, 2007. Climate Change 2007: the physical science basis - summary for policymakers. *Contribution of W. G.I to the Fourth Ass.Rep. of the I.P.C.C.* Cambridge University Press, 18 pp.
- Jones P.D. 1995. Maximum and minimum temperature trends in Ireland, Italy, Thailand, Turkey and Banglades *Atm. Res.* 37: 67-78.
- Ghil M. 2002. Natural Climate Variability. *En:Encyclopedia of Global Environmental Change*. Munn (Ed.). Wiley, Chichester/New York, 1, 544-549.
- Gomez, E.A., Perillo G.M.E. 1995. Sediment outcrops underneath shoreface-connected sand ridges, outer Bahia Blanca estuary, Argentina. *Quat. of South Am. and Antarct. Peninsula* 9:27-42
- Gong D., Ho C. H. 2004. Intra-seasonal variability of wintertime temperature over East Asia. *Int. J. Climatol.* 24: 131-144.
- Graham C. T., Harrod C. 2009. Implications of climate change for the fishes of the British Isles. *J. of Fish Biol.* 74: 1143-1205
- Harley C.D.G., Randall Hughes A., Hultgren K.M., Miner B.M., Sorte C.J.B., Thornber C.S., Rodriguez L.F., Tomanek L., Williams S.L. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology.* 27: 192-197.
- Haylock M.R., Peterson T.C., Alves L.M., Ambrizzi T., Anunciação Y.M.T., Baez J., Barros V.R., Berlato M.A., Bidegain M., Coronel G., Corradi V., Garcia V.J., Grimm A.M., Karoly D., Marengo J.A., Marino M.B., Moncunill D.F., Nechet D., Quintana J., Rebello E., Rusticucci M., Santos J.L., Trebejo I., Vincent, L.A., 2006. Trends in total and extreme South American rainfall in 1960-2000 and links with sea surface temperature. *J.of Climate* 19: 1490-1512.
- Hellmann J.J., Byers J.E., Bierwagen B.G., Dukes J.S. 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Cons. Biol.* 22: 534-543.
- Houghton J.T., Ding Y., Griggs D.J., Noguer M., van der Linden P.J., Dai X., Maskell K., Johnson C.A. 2001, Climate Change 2001: The Scientific Basis. *Contr. of W.G. I to the Third Ass. Report of the I.P.C.C.* Cambridge University Press, Cambridge, and New York, NY, 881pp.

- Hurrell J.W. 1995. Decadal trends in the North Atlantic Oscillations: regional temperatures and precipitation. *Science* 269: 676-679.
- Hurrell J. W. 1996. Influence of variations in extratropical teleconnections on northern hemisphere temperature. *Geophys. Res. Lett.* 23: 665-668.
- Kalnay E. 2008. Impacts of urbanization and land surface changes on climate trends. *Int. Ass. Urban Climate* 27: 5-9.
- Kalnay E., Cai M., Li H., Tobin J. 2006. Estimation of the impact of land-surface forcings on temperature trends in eastern United States. *J. Geophys. Res.* 111: 224-241.
- Karl T.R., Jones P.D., Knight R.W., Kukla G., Plummer N., Razuvayev V., Gallo K.P., Lindsey J., Charlson R.J., Peterson T.C. 1993. A new perspective on recent global warming. *Bull. Am. Meteor. Soc.* 74: 1007-23.
- Koutsikopoulos C., Beilois P., Leroy C., Taillefer F. 1998. Temporal trends and spatial structures of the sea surface temperature in the Bay of Biscay. *Oceanol. Acta.* 21: 335-344.
- Kruger A.C. Shongwe S. 2004. Temperature trends in South Africa: 1960-2003. *Int. J. Climat.* 24: 1929-45.
- Kennedy V.S. Twilley R.R., Kleypas J.A., Cowan Jr. J.H., Hare S.R. 2002. Coastal and marine ecosystems. & Global climate change. Potential Effects on U.S. Resources. *Env. Pew Center on Global Climate Change*, 77 pp.
- Kunkel K.E., Pielke R.A., Changnon S.A. 1999. Temporal fluctuations in weather and climate extremes that cause economic and human health impacts: a review. *Bull. Am. Meteor. Soc.* 80: 1077-1098.
- Labat D., Ronchail J. Guyot J.L. 2005. Recent advances in wavelet analyses: Part 2: Amazon, Parana, Orinoco and Congo discharges time scale variability. *J. Hydrol.* 314: 289-311.
- Lanfredi N.W., D'Onofrio E.E, Mazio C.A. 1988. Variations of the mean sea level in the Southwest Atlantic Ocean. *Cont. Shelf Res.* 8: 1211-20.
- Leathers D.J.; Yarnal B., Palecki M.A. 1991. The Pacific/North American teleconnection pattern and United States climate: part I regional temperature and precipitation associations. *J. Clim.* 4: 517-28.
- Leemans R., Eickhout B. 2004. Another reason for concern: regional and global impacts on ecosystems for different levels of climate change. *Glob. Env. Change* 14: 219-28.
- Limsakul A., Goes J.I. 2008. Empirical evidence for interannual and longer period variability in Thailand surface air temperatures. *Atmosph. Res.* 87: 89-102.
- Lorente I., Gamo D., Gómez J.L., Santos R., Flores L., Camacho A., Galindo L., Navarro J. 2004. Los efectos biológicos del cambio climático. *Ecosistemas* 13: 103-110.
- Lough J.M. 1997. Regional indices of climate variation: temperature and rainfall in Queensland, Australia. *Int. J. Climat.* 17: 55-66.
- Mackenzie B.R., Schiedek D., 2007. Long-term sea surface temperature baselines—time series, spatial covariation and implications for biological processes. *J. Mar. Syst.* 68: 405-420.
- Masson D., Cummins P.F. 2007. Temperature trends and interannual variability in the Strait of Georgia, British Columbia. *Cont. Shelf Res.* 27: 634-649.
- Meier M.F. 1990. Reduced Rise in Sea Level. *Nature* 343: 115-116.
- Merlotto M.A., Piccolo M.C. 2009. Tendencia climática de Necochea-Quequén (1956-2006), Argentina. *Invest. Geogr.* 50: 143-167.
- Nakada M., Lambeck K. 1988. The Melting History of the Late Pleistocene Antarctic Ice Sheet. *Nature* 333: 36-40.
- Nezlin N.P., Oram J.J., Digiaco P., Gruber N. 2004. Sub-seasonal to interannual variations of sea surface temperature, salinity, oxygen anomaly, and transmissivity in Santa Mónica Bay, California from 1987 to 1997. *Cont. Shelf Res.* 24: 1053-82.
- Oerlemans J., Fortuin J.P.F. 1992. Sensitivity of Glaciers and Small Ice Caps to Greenhouse warming. *Science* 258: 115-117.
- Oke T.R. 1978. *Boundary layer climates*. Methuen, London, 372 pp.
- Paskoff R., 1994. *Les Littoraux. Impacts des Aménagements sur leur Évolution*. Ed Masson-Géographie. 254 pp
- Pasquini A.I., Depetris P.J., 2007. Discharge trends and flow dynamics of South American rivers draining the southern Atlantic seaboard: An overview. *J. Hydrol.* 333: 385-399.
- Pavia E.G., Graef F., Reyes J. 2009. Annual and seasonal surface air temperature trends in Mexico. *Int. J. Climat.* 29: 1324-29.
- Plüß* A., Rudolph E., Schrödter D. 2001. Characteristics of storm surges in German estuaries. *Clim. Res.* 18: 71-76.
- Preston B.L. 2004. Observed winter warming of the Chesapeake Bay estuary (1949-2002): implications for ecosystem management. *Env. Manag.* 34: 125-139.

- Ré Mariano: 2005. El impacto del cambio climático global en las costas del Río de la Plata. *Tesis de Maestría en Cinc. Amb.* Universidad de Buenos Aires, 120pp.
- Rock B.N., Carter L., Walker H., Bradbury J., Dingman S.L., Federer C.A. 2002. Water resources and potential climate change impacts». *En: New Eng.Reg. Ass. Report (Foundation Document). U.S. Global Change Research Program*, 108 pp.
- Rosenblüth B.N., Fuenzalida H.A., Aceituno P.1997. Recent temperature variations in Southern South America. *Int. J. of Climatol.* 17: 67-85.
- Rusticucci M., Penalba O. 2000. Interdecadal changes in the precipitation seasonal cycle over Southern South America and their relationship with surface temperature. *Clim. Res.*16: 1-15.
- Salinger M.J. 2005. Climate variability and change: past, present and future — an overview. *Clim. Change* 70: 9-29.
- Salinger M.J., Griffiths G.M. 2001.Trends in New Zealand daily temperature and rainfall extremes. *Int. J. of Climatol.* 21: 1437-52.
- Simas T., Nunes J.P., Ferreira J.G. 2001. Effects of global climate change on coastal salt marshes. *Ecol. Modelling* 139: 1–15.
- Sequeira M.E, Pícolo M.C.1985. Predicción de la temperatura del agua durante la bajante de la marea en Ingeniero White. *Meteorologica* 15: 59–76.
- Smits A.J., Nienhuis P.H., Saeijs H.L.F. 2006. Changing estuaries, changing views. *Hidrobiologia*, 565: 339–355.
- Somero G.N. 2002. Thermal physiology and vertical zonation of intertidal animals: optima, limits, and costs of living. *Integ. and Comp. Biol.* 42: 780–789.
- Stillman J.H. 2003. Acclimation capacity underlies susceptibility to climate change. *Science* 301, 65.
- Titus J.G., Park R.A., Leatherman S.P., Weggel J.R., Greene M.S., Mausel P.W., Brown S., Gaunt G., Trehan M., Yohe G. 1991.Greenhouse Effect and Sea Level Rise:The Cost of Holding Back the Sea. *Coast. Manag.*19: 171-204.
- Trenberth K.E., Hurrell J.W. 1994. Decadal atmosphere–ocean variations in the Pacific. *Clim. Dynam.* 9: 303-319.
- Vargas-Yáñez M., García M.J., Salat J., García-Martínez M.C., Pascual J., Moya F. 2007. Warming trends and decadal variability in the Western Mediterranean shelf. *Glob. Planet.Change* (en prensa).
- Vincent L.A., Peterson T.C., Barros V.R., Marino M.B., Rusticucci M., Carrasco G., Ramirez E., Alves L.M., Ambrizzi T., Berlato M.A., Grimm A.M., Marengo J.A., Molion L., Moncunill D.F., Rebello E., Anunciação Y.M.T., Quintana J., Santos J.L., Baez J., Coronel G., Garcia J., Trebejo I., Bidegain M., Haylock M.R.,Karoly D. 2005. Observed trends in indices of daily temperature extremes in South America 1960–2000. *J. of Clim.* 18; 5011-23.
- Yasunaka S.,Hanawa K. 2002. Regime shifts in the Northern Hemisphere SST field. *J. Meteorol. Soc. Japan* 80: 119-135.
- Younes W. A. N., Bensoussan N., Romano J-C., Arlhac D. y Lafont M-G. 2003. Seasonal and interannual variations (1996-2000) of the coastal waters east of the Rhone River mouth as indicated by the SORCOM series. *Oceanol. Acta* 26: 311-321.
- Zhang Y.; Wallace J.M., Battisti D.S.1997. ENSO-like interdecadal variability: 1900–93. *J. Climate* 10: 1004-20.

CAPÍTULO 13

BIOINDICADORES Y BIOMONITORES: DEFINICIONES, ESTRATEGIAS Y APLICACIONES

Bernd Markert, Simone Wünschmann, Jorge E. Marcovecchio, Silvia G. De Marco

RESUMEN

Desde hace varios años la estructura clásica de los programas de vigilancia del medio ambiente está siendo complementada con mediciones de bioindicación. En este sentido, las investigaciones sobre los organismos vivos o sus restos (turba por ejemplo) se utilizan para indicar la condición del ambiente estudiado, ya sea en términos cualitativos (**bioindicación**) o cuantitativos (**biomonitoreo**). Esto proporciona trozos de información sobre la carga ambiental de una región en un momento determinado, o de sus cambios a lo largo del tiempo (*análisis de tendencias*). La bioindicación clásica a menudo se refiere a la observación y la medición de los efectos de tóxicos químicos (tanto inorgánicos como los orgánicos) sobre organismos bioindicadores (de cualquier grupo biológico, incluido el Hombre). Al analizarlo -tanto en términos de los procedimientos analíticos como de los resultados obtenidos- se observa una evolución paralela entre los avances conceptuales en bioindicación y la innovación en las técnicas instrumentales aplicadas.

Después de aproximadamente 30 años de desarrollo en la bioindicación es posible destacar algunas líneas particulares: (1) la cada vez más frecuente inclusión de análisis multielementales totales dirigidos a la investigación de correlaciones mutuas en el sentido expresado en el Sistema Biológico de los Elementos; (2) el incremento de estudios de especiación analítica que permitan re-orientar a las ciencias ambientales a través de los efectos reales que se identifican; y, (3) focalizar sobre la integración de los métodos de bioindicación, considerando que para muchos problemas ambientales la información que puede brindar un solo bioindicador no resulta significativa ni demasiado útil. Así, conceptos integradores como el de **Bioindicación por Multi-Marcadores** (*multi-markered bioindication concept* – MMBC) proveen información básica para alcanzar niveles de protección ambiental precautoria contra los efectos de tóxicos a través de una metodología de segunda generación. Se ilustra la aplicación de esta metodología con un caso de estudio en Argentina.

Palabras clave: Biomonitoreo – Bioindicación – Sistema Biológico de los Elementos – Biomonitoreo Integrado – Concepto de Bioindicación por Multi-Marcadores (MMBC)

1. INTRODUCCIÓN

En términos generales, durante la historia de las ciencias biológicas hubo tres fases diferentes en la adquisición de información y conocimientos sobre el medio ambiente o las condiciones ambientales, así como de los cambios naturales y antropogénicos a los que están sometidos. Esas fases son:

- a) Descriptiva, biología observacional, hasta aproximadamente 1950.
- b) Desarrollo de las ciencias ambientales, en la segunda mitad del siglo XX (~1950 – 2000)

- c) La presente síntesis de “nueva” y “vieja” ecología, que toma el principio de sustentabilidad como su objetivo científico. Esto incluye la utilización de la información más reciente, tecnología y sistemas comunicacionales novedosos (Markert et al., 2003a).

La información relativa a la calidad del medio ambiente puede ser recogida por bioindicación o por biomonitoreo, y ser presentada de una manera elegante.

Una de las definiciones más simples pero a la vez más significativa de bioindicación fue propuesta por Müller en 1980: “es la reducción del contenido de la información de los biosistemas de tal manera que permita evaluar zonas enteras” (Bioindikation ist die Aufschlüsselung des Informationsgehaltes von Biosystemen für die Bewertung von Räumen).

La Bioindicación es esencialmente una herramienta de la biología de la conservación tradicional. Los taxa indicadores se utilizan para interpretar los efectos de los cambios ambientales y de alteración o fragmentación de los hábitats. Desde hace algunos años, se incluyen además, los inconvenientes generados por el cambio climático y por los rápidos cambios registrados en los ecosistemas. Esas especies indicadoras pueden tomarse para representar a otros grupos de organismos o niveles de organización superiores (comunidades, etc).

1.1. Información general sobre el ambiente

Tanto la bioindicación como el biomonitoreo deben proporcionar información sobre el alcance de la contaminación o de la degradación de los ecosistemas considerados. A partir de la bioindicación se obtienen dos formas diferentes de información: (i) información general, que pueden tener el riesgo de incluir consideraciones sobre-simplificadas; y, (ii) información específica, que incluye consideraciones muy detalladas, objetivas, reproducibles y precisas. Por ejemplo, la actividad de un determinado contaminante puede estar vinculada a la generación de una reacción fisiológica en un organismo bioindicador, y de esta manera ser utilizado para obtener una información más general sobre su medio ambiente.

Cuando los datos y la información obtenida por bioindicación se extrapolan para proporcionar un conocimiento mayor, la subjetividad de la interpretación aumenta con la complejidad y la dinámica del sistema bajo estudio. Este aumento en la subjetividad ligado a un aumento en el conocimiento puede ser representado por la "escalera del conocimiento" (Roots,1992). En el primer paso de la escalera (**Fig.1**), las observaciones y mediciones de datos deben ser validados de acuerdo a estándares calificados.

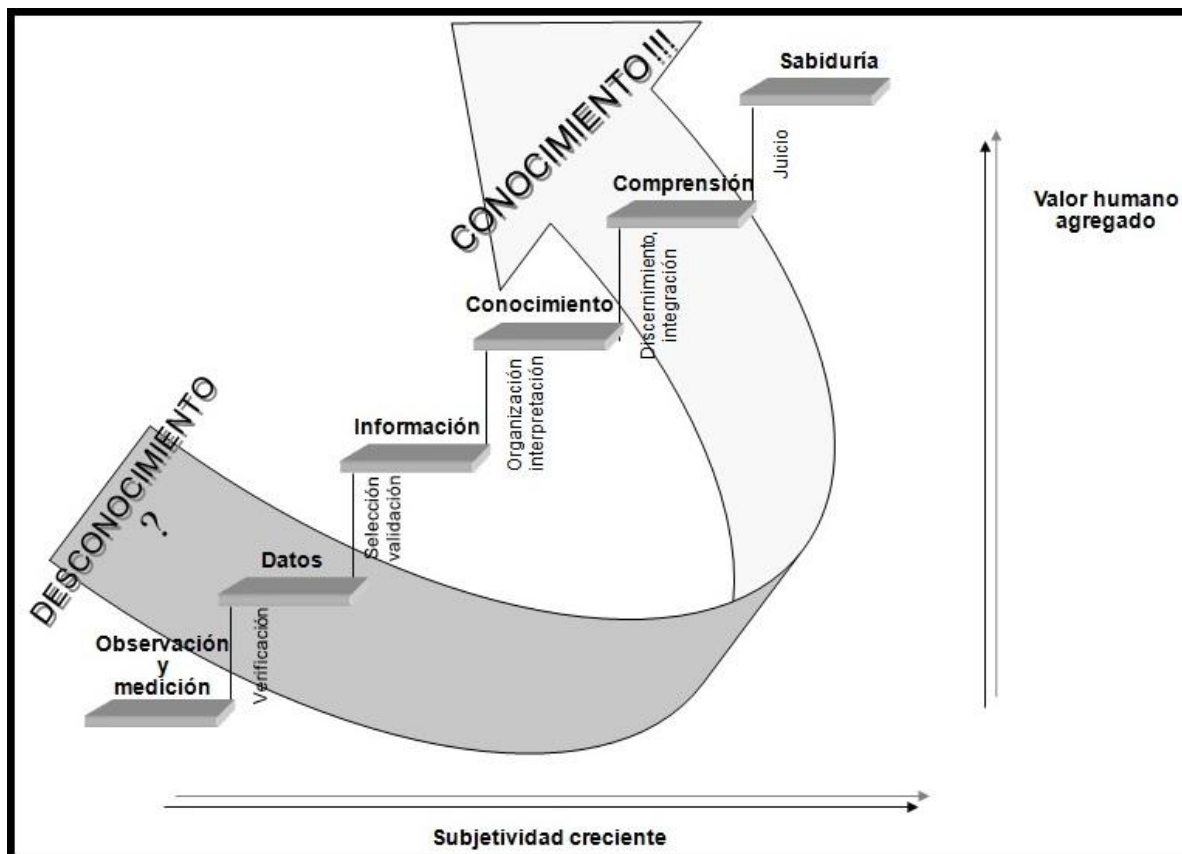


Figura 1 : La escalera del conocimiento.

Cuando los datos están debidamente seleccionados, probados y relacionados con la materia de interés, pueden llegar a ser piezas importantes de información: una vez que se organizan e interpretan, y se aplican a las áreas de preocupación, pueden transformarse en “conocimiento”. Una vez asimilado, mentalmente evaluado y respaldado por información adicional, este conocimiento puede ser discernido e integrado sobre la base de hechos fácticos y conceptos previamente asimilados, llevando eventualmente a la “comprensión”. Y ésta combinada con el juicio de acuerdo a ciertos valores puede convertirse en “sabiduría”. En términos generales, al ascender en la escalera del conocimiento las ideas se vuelven más subjetivas, con un aumento significativo de valor humano agregado (Roots, 1996).

1.2 Información específica del ambiente.

La información específica y detallada de los ecosistemas es esencial en el análisis de bioindicación para sacar conclusiones claras; por ejemplo, entre un contaminante y el efecto que está produciendo sobre un organismo (bioindicador). La **Fig. 2** ofrece una representación simplificada del complejo conjunto de interrelaciones en un ecosistema ligeramente influenciado por contaminación, así como de las consecuencias de los cambios según lo revelado por bioindicación y biomonitoreo (Markert, 1996).

Como regla general se asume que un contaminante afecta a un organismo, el cual posteriormente será utilizado como bioindicador o como biomonitor. Ambos –el organismo y el contaminante– interactúan íntimamente con los otros compartimientos del ecosistema (**Fig. 2**).

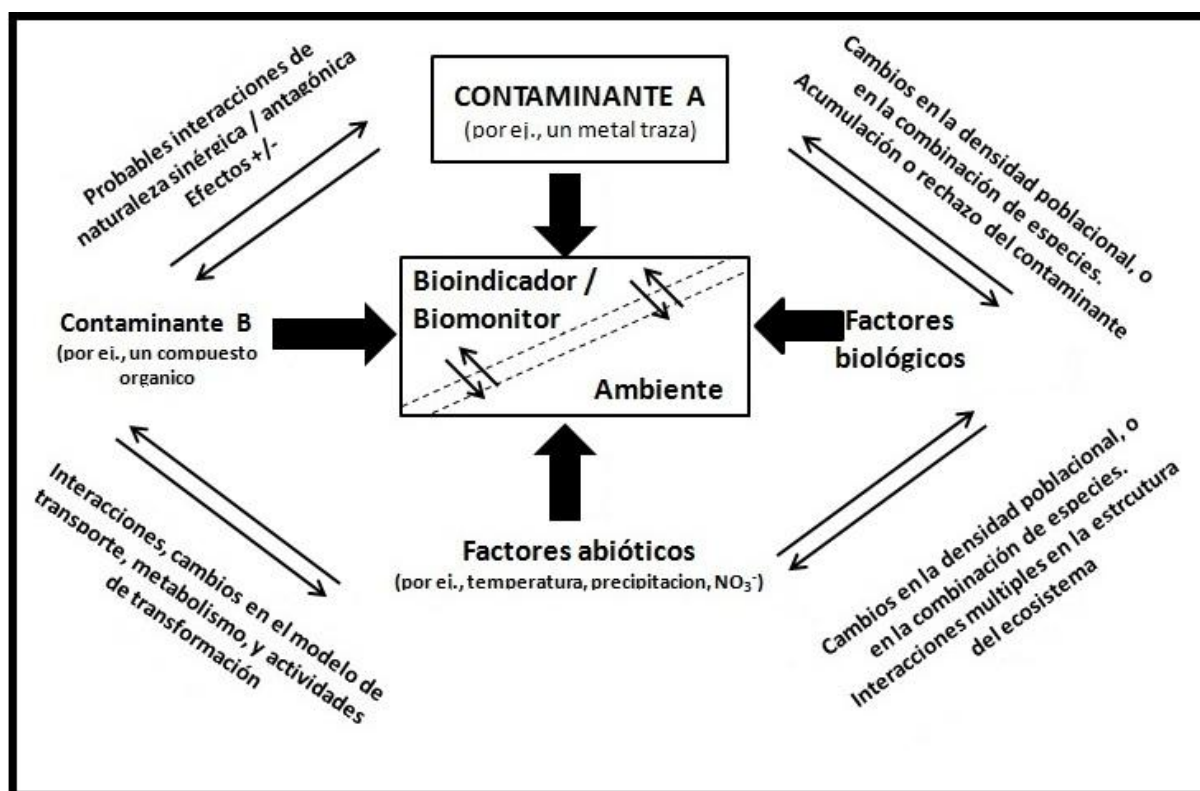


Figura 2: Representación simplificada de un ecosistema con interrelaciones complejas con respecto a un contaminante, y de la evaluación de consecuencias a través de bioindicación y biomonitoreo.

La actividad vital del organismo está así influenciada por un gran número de factores abióticos y biológicos, y puede estar afectada por la acción conjunta de diferentes contaminantes, especialmente bajo condiciones de campo “naturales”. Entre los numerosos autores que han tratado este tema podemos mencionar a: Adriano, 1986, 1992; Markert & Weckert, 1993; Wuenschmann et al., 2001, 2002; Golan-Goldhirsh et al., 2004, Lux et al., 2004, Renella et al., 2004; Herzig, 2005; Mench et al., 2006; Broadley et al., 2007, 2008; Fränzle & Markert, 2007; Fränzle et al., 2007; Lepp & Madejon, 2007; Markert et al., 2008; Quartacci et al., 2007; Cakmak, 2008; Chaney et al., 2008; Fränzle et al., 2008; Gimbert et al., 2008; Greger, 2008; Hanikenne et al., 2008; Hartley & Lepp, 2008; Irtelli & Navari-Izzo, 2008; Li et al., 2008; Marmiroli & Maestri, 2008; Poschenrieder et al., 2008; Prasad, 2008; Rezek et al., 2008; Schröder et al., 2008.a,b; Schwitzguébel et al., 2008; Smeets et al., 2008; Trapp et al., 2008; Verbruggen et al., 2008; Verkleij, 2008; Wuenschmann et al., 2008.

Con respecto a la “información” provista por el bioindicador / biomonitor, una de las incógnitas más frecuentes es donde se han originado realmente los cambios observados o medidos a través de esta herramienta. Incluso una visión multifuncional y multiestructural combinada de los diversos compartimientos de los ecosistemas pueden llevar a un paradero desconocido sobre esos mecanismos operativos específicos. Una de las situaciones que complican este proceso es que el contaminante que debe ser monitoreado está íntimamente conectado a todos los otros compartimientos del ambiente. De esta manera, no hay certeza pero es probable que el contaminante A interactúe sinérgica o antagonísticamente con el contaminante B (**Fig. 2**).

Por otro lado, las vías de absorción, sitios de acción y metabolismo de ambos contaminantes (A y B) no están usualmente descriptos de manera adecuada. Además, el contaminante A puede también afectar a otros organismos que pueden reaccionar más sensiblemente a A que el mismo bioindicador. Si esa sensibilidad altera la densidad poblacional del organismo más frágil, también se verá afectada la abundancia del bioindicador, al menos si uno está directa o indirectamente compitiendo con el otro. La consideración conjunta de estos problemas hace que la evaluación del estado actual de todo un ecosistema obtenida mediante el examen exclusivo de un bioindicador siga siendo un tema sin resolver (Markert, 1996).

Con respecto a la edad de la "tecnología de la información", Lieth (1998) trata de hacer que el "mundo digitalizado de los bits" ayude a una más eficaz investigación del ecosistema. Este autor plantea que debemos formularnos algunas preguntas: ¿Cuál es el punto crucial de la investigación del ecosistema? ¿Qué información ofrece el ecosistema?... Dado el contenido de la información de todas sus partes un ecosistema fácilmente se compara con el nivel de un sistema inteligente. Las connotaciones toxicológicas frecuentemente implican al flujo de información como la causa de los cambios significativos en los flujos de materia y de energía en los sistemas. Las plantas pueden producir sustancias químicas para protegerse contra el pastoreo de los animales; los animales pueden producir compuestos químicos tóxicos como armas, y los seres humanos pueden producir los productos químicos tóxicos para matarse unos a otros. Cada proceso es controlado por "bits de información" que se derivan de un punto en el ecosistema a otro, y que se han denominado biobits (Markert et al., 2002, 2003.b). Una descripción detallada de este concepto sencillo para estudios adicionales se presentó en Lieth (1998).

2. Definiciones

Parecía claro desde el principio que la bioindicación y el biomonitoreo son los métodos más prometedores (y probablemente los más baratos) de observación del impacto de factores externos sobre los ecosistemas y su evolución en un período largo, o para diferenciar un sitio contaminado de otro que no lo está (Markert et al., 2002, 2003a, b). El gran entusiasmo mostrado en el desarrollo de estos métodos ha dado lugar a un problema que todavía está sin resolver completamente: las definiciones de bioindicación y biomonitoreo, respectivamente; esto hace que las expectativas asociadas a estos métodos no hayan dado lugar a un enfoque común de la comunidad científica internacional, de modo que se han considerado simultáneamente diferentes definiciones (y expectativas relacionadas!!!) (Markert et al., 2002, 2003a,b). Wittig (1993) realizó una muy buena revisión de las diferentes definiciones dadas hasta ese momento. Así, y como punto de partida para el complicado uso de los métodos de bioindicación, los conceptos de algunos autores que han trabajado en esa línea (elegidos subjetivamente de una larga lista) pueden ser de gran utilidad: Stoeppler et al., 1982; Herzig et al., 1990; Arndt, 1992; Fraenzle, 1993; Markert, 1993; Jeran et al., 1993; Farago, 1994; Wolterbeek et al., 1995; Breulmann et al., 1997; Herpin et al., 1997; Saiki et al., 1997; Bargagli, 1998; Breulmann et al., 1998; Carreras et al., 1998; Garty, 1998; Lieth, 1998; Siewers & Herpin, 1998; Freitas et al., 1999; Bacchi et al., 2000; Bode et al., 2000; Djingova & Kuleff, 2000; Fraenzle & Markert, 2000.a,b; Klumpp et al., 2000; Loppi & Bonini, 2000; Siewers et al., 2000; Figueiredo et al., 2001; Genßler et al., 2001; Herpin et al., 2001; Kostka-Rick et al., 2001; Vtorova et al., 2001; Vutchkov, 2001; Fraenzle & Markert, 2002; Markert et al., 2002; Wolterbeek, 2002; Altenburger & Schmitt,

2003; Pacheco et al., 2003; França et al., 2005; Shtangeeva et al., 2005; Elias et al., 2006; Freitas et al., 2006; Figueiredo et al., 2007; França et al., 2007; Suchara et al., 2007; Zechmeister et al., 2007; Markert et al., 2008; Schroeder W. et al., 2008.

A continuación se presentarán algunas definiciones que han sido desarrolladas y utilizadas por nuestro grupo en los últimos 20 años (Markert et al., 1999; 2003b), incluyendo una clara diferenciación entre bioindicación y biomonitorio, basado en enfoques cualitativo y cuantitativo del estudio de las sustancias químicas en el ambiente. Esto hace que la aplicación adecuada de bioindicadores sea directamente comparable a los sistemas de medición (Markert et al., 2003a,b). Desde ese enfoque, es posible distinguir claramente la bioindicación activa y la pasiva (biomonitorio).

Especialmente en lo que se refiere a la bioindicación de metales traza, en la literatura a menudo se hace una distinción entre "los indicadores de acumulación" y "los indicadores de efecto" con respecto a la reacción del indicador / monitor frente a los cambios registrados en las condiciones ambientales. Aquí debemos considerar que estas diferencias no significan contraposición, sino que reflejan dos aspectos diferentes del análisis. Como la acumulación de una sustancia por un organismo es una reacción a la exposición a ese compuesto, resulta cuantitativamente reflejada en al menos uno de los parámetros utilizados en la definición del término "indicador / monitor de efecto" (por ej., cambios morfológicos a nivel celular, formación de gránulos intracelulares que contiene metales, común en muchos invertebrados, etc). En este caso, deberemos discutir si vale la pena distinguir entre los indicadores de acumulación y de efecto, o si ambos son dos términos comprendidos en el "indicador de reacción" como una expresión más general. Frecuentemente también, hasta que una sustancia no se haya acumulado en el organismos hasta tal concentración que llegue a producir efectos no se suele analizar detalladamente el contexto de efectos / impactos generados (**Fig. 3**).

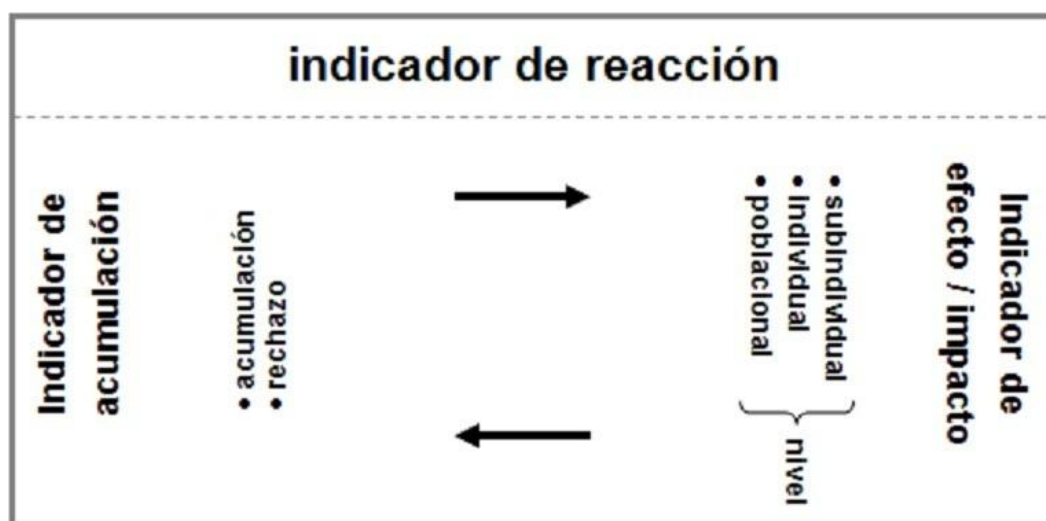


Figura 3: Relaciones entre los conceptos de indicador de reacción, de Acumulación y de efecto/impacto.

A partir de estos conceptos preliminares se pueden proponer las siguientes definiciones, previamente sintetizadas en Markert et al. (1997, 1999):

Un *bioindicador* es un organismo (o parte de un organismo o una comunidad de organismos) que contiene información sobre la calidad de su ambiente (o de una parte de su ambiente). Por otro lado, un *biomonitor* es un organismo (o parte de un organismo o una

comunidad de organismos) que contiene información sobre los aspectos cuantitativos de la calidad de su ambiente. Un biomonitor es siempre un bioindicador en sí mismo, pero un bioindicador puede no cumplir acabadamente con los requisitos necesarios para ser un biomonitor.

Se habla de *bioindicación activa* (o biomonitoreo activo) cuando los bioindicadores (o biomonitores) han sido criados en laboratorio, y están expuestos en forma estandarizada a la acción de un estresante en el campo por un período de tiempo determinado. Al final de este tiempo de exposición se registran y analizan las reacciones provocadas por los xenobióticos incorporados por los organismos. En el de la *bioindicación* (o biomonitoreo) *pasivos* se examinan las reacciones generadas en los organismos que habitan naturalmente los ambientes bajo evaluación.

También se puede considerar una clasificación de los organismos (o comunidades de organismos) de acuerdo a su “modo de acción” (**Fig. 3**):

(i) Indicadores/Monitores de Acumulación, son aquellos organismos capaces de acumular uno o más elementos y/o compuestos desde su ambiente.

(ii) Indicadores/Monitores de Efecto o Impacto, son organismos que demuestran efectos específicos o inespecíficos en respuesta a la exposición a determinados elementos, compuestos o sustancias. Esos efectos pueden incluir cambios en su estructura morfológica, histológica y/o celular, sus procesos bioquímicos/metabólicos, su comportamiento o su estructura poblacional. En forma general, el término Indicador de Reacción también incluye los indicadores/monitores de acumulación y los indicadores/monitores de efecto/impacto tal y como se describieron previamente.

Cuando se estudian los procesos de acumulación resulta muy útil distinguir las rutas a través de las cuales los organismos incorporan elementos o compuestos. Varios mecanismos contribuyen a la acumulación global (bioacumulación) dependiendo de las interacciones entre especies relacionadas con los indicadores/monitores y su entorno biótico y abiótico. Por su parte biomagnificación es un término que se utiliza para caracterizar al proceso de absorción de sustancias/elementos desde los nutrientes y a través de los epitelios intestinales; así, este proceso está limitado a los organismos heterótrofos y es la vía de contaminación más importante para muchos animales, con la excepción del caso de los metales que forman compuestos muy volátiles (por ej., de Hg o As) y que pueden ser captados a través de los órganos respiratorios (por ej., tráqueas, pulmones). Además se denomina bioconcentración al proceso por el cual se captan directamente las sustancias/elementos desde el medio circundante (entorno físico) a través de los tejidos u órganos (incluyendo las vías respiratorias). Además de las plantas, que sólo pueden incorporar sustancias de esta manera (principalmente a través de las raíces y las hojas) la bioconcentración juega un papel importante en los animales acuáticos. El mismo análisis puede aplicarse a invertebrados del suelo con un bajo grado de insolación cuando toman contacto con el agua contaminada en el suelo (agua intersticial).

Además de las clásicas investigaciones florísticas, faunísticas o biocenóticas que registran básicamente reacciones inespecíficas a la exposición a contaminantes en los niveles de organización superiores del sistema biológico, se han desarrollado también varios instrumentos nuevos de bioindicación, entre los que se destacan los biomarcadores y los biosensores.

Los biomarcadores son parámetros biológicos medibles a nivel sub-organísmico (genético, enzimático, fisiológico, morfológico), en los que los cambios estructurales o funcionales indican la influencia del ambiente en general y de los contaminantes en particular, en términos cualitativos, y a veces también en forma cuantitativa. Por ejemplo, la

inducción de Citocromo P-450 u otras enzimas Fase I por acción de varios hidrocarburos halogenados, la incidencia de formas de melanismo industrial como marcadores de contaminación del aire, bonceado de la piel humana por causa de la radiación UV, cambios en la estructura morfológica, histológica o ultraestructura de los órganos evaluados (por ej., hígado, timo, testículos) luego de exposición a contaminantes.

Por su parte los biosensores son dispositivos de medición que producen una señal proporcional a la concentración de una sustancia (o grupo de sustancias) definida, a través de una combinación adecuada de un sistema biológico selectivo (por ej., enzimas, anticuerpos, membrana celular, organelas celulares) y un dispositivo de transmisión física (electrodos potenciométricos o amperométricos, receptor óptico u optoelectrónico, etc). Por ejemplo, toxímetros de vigilancia bacteriana, electrodos EuCiano bacterianos, Biotest (bioensayo de rutina tóxico-farmacológico para probar los efectos de agentes químicos sobre los organismos) por lo general en laboratorio pero eventualmente en el campo, bajo condiciones estandarizadas (factores bióticos y abióticos).

En el sentido más amplio, esta definición abarca cultivos de células y tejidos cuando se utiliza con fines de prueba, las pruebas de enzimas y aquellas basadas en microorganismos, plantas y animales en forma de una sola especie o de especies múltiples mediante procedimientos en modelos de sistemas ecológicos (por ejemplo microcosmos y mesocosmos). En un sentido más estricto el término sólo incluye especies simples y modelos de evaluación de sistemas, mientras que otros procedimientos pueden ser llamados exámenes sub-organísmicos. En los bioensayos se utilizan algunos biomarcadores, o – menos frecuentemente – biosensores específicos, y pueden ser empleados tanto en bioindicación como en biomonitoreo.

Con respecto a las adaptaciones genéticas y no genéticas al stress ambiental de organismos y comunidades debe realizarse una diferenciación entre los términos tolerancia, resistencia y sensibilidad.

Tolerancia (Oehlmann y Markert, 1997): capacidad de un organismo o comunidad de crecer y desarrollarse en un ambiente con factores abióticos (por ej., clima, radiación, contaminantes) o bióticos (por ej., parásitos, patógenos) desfavorables, donde se observan cambios fisiológicos adaptativos (por ej., inducción enzimática, respuesta inmune).

Resistencia, a diferencia de tolerancia, es una capacidad genéticamente producida de contrarrestar un proceso de stress ambiental (Oehlmann y Markert, 1997). Esto significa que todos los organismos tolerantes son resistentes, pero no todos los organismos resistentes son tolerantes. Sin embargo, en temas ecotoxicológicos la línea que divide tolerancia de resistencia no siempre es tan clara. Por ejemplo, los fenómenos de tolerancia comunitaria inducida por contaminación (del inglés, PICT: "pollution induced community tolerance") son descritos como los fenómenos de cambios comunitarios que llevan a la generación de comunidades más tolerantes cuando hay contaminantes presentes en su ambiente. Esto puede ocurrir como resultado de adaptaciones genéticas o fisiológicas de las especies o poblaciones, o a través del reemplazo de organismos más sensibles por otro más resistentes (Blanck et al., 1988; Rutgers et al., 1998).

Sensibilidad de un organismo o una comunidad involucra su susceptibilidad a los cambios biológicos o abióticos. La sensibilidad es menor si la tolerancia o la resistencia a un stressor ambiental es alta, y es mayor si la tolerancia o la resistencia son bajas.

3. Principios: comparación de instrumental de medición y de métodos de bioindicación / biomonitoreo.

Dada la similaridad entre los términos empleados en el análisis químico instrumental (mediciones cualitativas y cuantitativas), en los bioindicadores de campo (como una aproximación cualitativa al control de la contaminación) y en los biomonitores (como una aproximación cuantitativa) se hace necesaria la comparación de estas técnicas.

3.1 Instrumentos y bioindicadores

La **Fig. 4** presenta un esquema detallado del análisis instrumental, representado diferentes procedimientos de medición de sustancias químicas, actividad enzimática y otros parámetros relevantes de ecosistemas, utilizando fotómetros o espectrómetros. En una gran cantidad de métodos espectrométricos se utiliza una longitud de onda específica para obtener una señal propia de una muestra colocada en una cubeta (fotómetro), en una llama o en un horno de grafito (espectroscopía de absorción atómica –AAS–), en plasma (espectrometría de plasma inducido, con definición óptica –ICP/OES– o por masas –ICP/MS–). A su vez, cada uno de estos está fortalecido a través de fotomultiplicadores, amplificadores y otros sistemas, y finalmente evaluados mediante sistemas de detección. El control de calidad de la medición de estos instrumentos se realiza por análisis de Material de Referencia Certificado. Las principales fuentes de error identificados son los procedimientos de muestreo (hasta 1000%) y los de preparación de las muestras (hasta 300%). Para ver una detallada discusión de los errores típicos se sugiere consultar a Markert (1996).

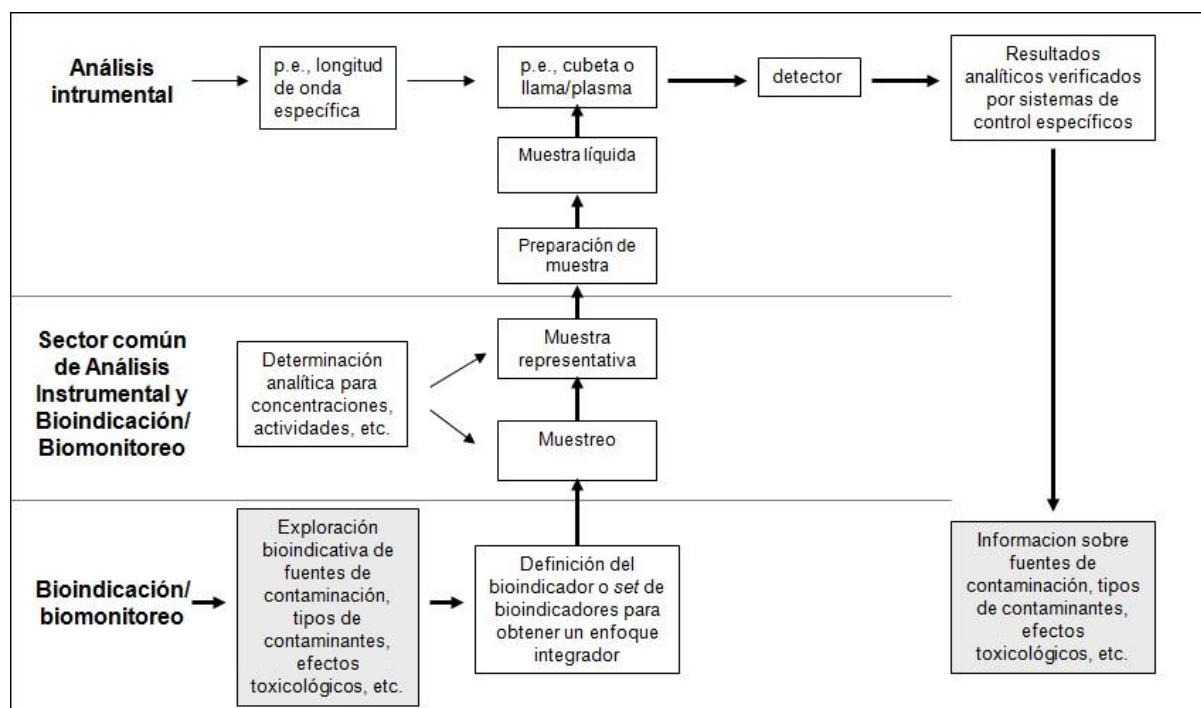


Figura 4: Comparación de los procedimientos de medición por espectrometría y bioindicación / biomonitoreo. En la práctica, la medición instrumental es frecuentemente parte de la bioindicación. Un diagrama de flujo completo del análisis instrumental de muestras ambientales se puede consultar en Markert (1996).

La comparación directa con un sistema biológico de medición (bioindicador) muestra que el proceso completo de medición instrumental está frecuentemente integrado al

procedimiento de bioindicación (**Fig. 4**), al menos cuando las muestras deben ser analizadas para compuestos químicos. Esto significa que el trabajo de laboratorio sobre bioindicadores depende fuertemente del instrumental analítico de medición, que permite obtener información adicional sobre el bioindicador. De esta manera, cuando se plantea la pregunta sobre *¿bioindicación o medición instrumental directa?... se demuestra que ésta relación no ha sido cabalmente comprendida*. Los problemas prácticos que suelen encontrarse en el laboratorio para el biomonitoreo son frecuentemente los mismos que se observan para los análisis químicos (Toelg, 1976; Saiki et al., 1997; Quevauviller y Maier, 1999; Bacchi et al., 2000; Bode et al., 2000; Quevauviller et al., 2008). A manera de ejemplo, se puede considerar el paradigma N°1 del proceso de muestreo: *las muestras obtenidas deben ser representativas para la pregunta científica que se busca responder* (Markert, 1996). La recolección de muestras representativas para monitoreo y/o medición intrumental debe ser realizada con extremados cuidados. Este pre-requisito está largamente explicado y detallado en numerosos excelentes artículos y libros oportunamente publicados (Keith, 1988; Wagner, 1992; Markert, 1994; Klein y Paulus, 1995; Rasemann y Markert, 1998).

3.2 Precisión y exactitud

Además de las previsiones de alta representatividad requeridas para garantizar la calidad de las muestras tomadas para el análisis o para ser usadas para bioindicación, hay otras reglas generales y pre-requisitos de calidad de control para análisis químicos que deben tomarse en cuenta antes de las actividades de biomonitoreo. En los últimos 20 años se ha establecido una estricta diferenciación entre los términos precisión (reproducibilidad) y exactitud (el valor “verdadero”) para las investigaciones en química analítica (**Fig. 5**). La aplicación práctica de esta diferenciación hace posible determinar el “contenido real” de una sustancia “X” en una muestra “Y”. El motivo de determinar la precisión del dato a través de mediciones analíticas repetidas es localizar y eliminar errores que podrían haberse generado por problemas en el instrumento con que se realiza la medición. Si el procedimiento analítico no es demasiado complejo la precisión será del 1 al 5%, valor que se considera apropiado para la mayoría de los problemas considerados. Sin embargo, el mero hecho de que una señal analítica sea reproducible no permite realizar ninguna afirmación sobre su exactitud. Es decir, que datos muy precisos pueden ser muy diferentes del “contenido verdadero” de un elemento en la muestra.

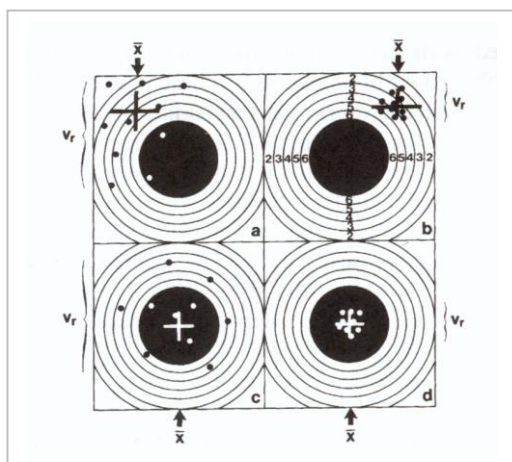


Figura 5: Representación de los términos **precisión** (reproducibilidad) y **exactitud** (el valor verdadero) en química analítica.

- a: bajas precisión y exactitud.
- b: alta precisión y baja exactitud.
- c: baja precisión y alta exactitud.
- d: altas precisión y exactitud.
- $\bar{x}$ = media aritmética,
- v_r = coeficiente de variación.

Los resultados analíticos correctos se pueden obtener solamente si el proceso analítico completo ha sido sometido a un proceso de control de calidad, donde cada resultado es evaluado en su precisión y exactitud. Básicamente hay dos métodos que se utilizan para evaluar la exactitud de los resultados analíticos: (i) Utilización de un Material de Referencia Certificado (comercialmente disponibles, y con un contenido del compuesto a

medir certificado por un Laboratorio de Referencia, en una matriz similar a la que se está estudiando); y, (ii) Utilización de procedimientos analíticos independientes.

En el caso de los bioindicadores también se puede llevar adelante muestreos repetidos para tener una idea de cuan estable es el bioindicador con respecto al sitio así como sus variaciones en el tiempo. Un problema más complicado es la exactitud durante el procedimiento de muestreo, ya que hasta el momento no hay sistemas de referencia certificados que permitan calibrar la representatividad de la muestra. Como regla general, deben compararse sistemas contaminados contra no contaminados, pero no hay manera de asegurar la exactitud del trabajo. La única estrategia posible es la de los “métodos independientes”, cuando diferentes grupos de investigación tienen objetivos en la misma área con los mismos bioindicadores ; de esta manera, datos obtenidos independientemente pueden ser comparados. Este es un método muy caro que puede ser utilizado con propósitos muy particulares de bioindicación, para el desarrollo de normativas de interés general (por ej., Unión Europea, etc).

3.3 Calibración

En general hay que considerar un problema que existe con los bioindicadores, que usualmente no surge con las técnicas de medición instrumental: la calibración del sistema biológico como tal (**Fig. 6**). Los límites dentro de los cuales los organismos pueden indicar exposición a un compuesto se hacen especialmente evidentes en los intentos de cuantificar cualidades del medio ambiente ; por ej., en el biomonitorio en el sentido estricto del término (Markert et al., 1997). Aunque el número de bioindicadores está creciendo virtualmente por hora, es difícil encontrar organismos (en la Naturaleza) que cumplan con los criterios de un biomonitor activo o pasivo. Por ejemplo, el análisis de los indicadores individuales de acumulación de la carga corporal de ciertas sustancias no necesariamente permite extraer conclusiones acerca de las correspondientes condiciones del ambiente (**Fig. 6**). Muchas plantas y animales presentan altos factores de acumulación de algunas sustancias aún a bajas concentraciones ambientales, pero esos factores disminuyen considerablemente en los niveles superiores del sistema. El resultado es aproximadamente una curva de meseta de la concentración ambiental / carga corporal (**Fig. 6**). Por otra parte, muchos organismos son exitosos para mantener sus niveles de incorporación de sustancias tóxicas muy por debajo de un amplio rango de concentraciones propias del ambiente (Markert et al., 1997). Los correspondientes mecanismos de regulación no colapsan hasta que se superan los niveles de toxicidad aguda, lo que resulta en un alto grado de acumulación.

Las excepciones son –por supuesto– las sustancias que no son absorbidas activamente, pero que ingresan al cuerpo por procesos de difusión, situación que resulta muy poco frecuente, por ejemplo en el caso de los compuestos metálicos inorgánicos.

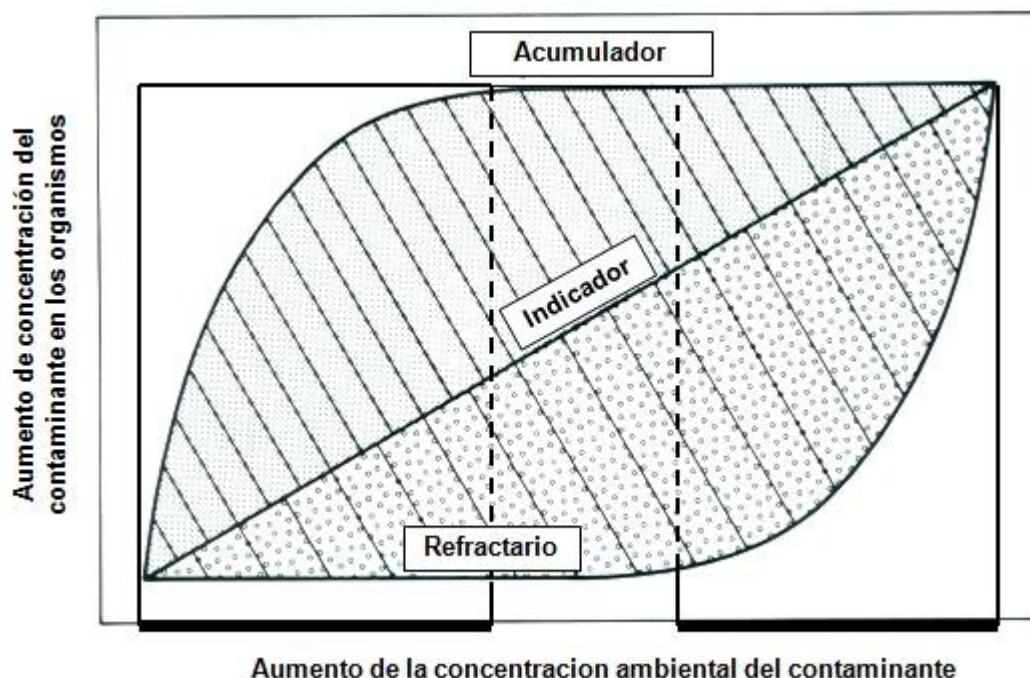


Figura 6: Correlación entre la concentración ambiental del contaminante y la del organismo estudiado. Los rangos lineales para calibración son muy limitados tanto para *acumuladores* como para *refractarios*.

A menudo esto significa que la relación entre bioindicador/biomonitor y su ambiente respecto a la concentración del compuesto que se acumula no es lineal sino logarítmica. Aún cuando la linealidad de la función logarítmica se logra mediante la conversión matemática, la relación lineal entre las dos mediciones se limita a un estrecho rango. Pero los organismos sólo pueden proporcionar información inequívoca sobre su ambiente si existe una relación lineal, comparable a la línea de calibración de los instrumentos de medición. En comparación con los métodos instrumentales de análisis espectrométricos por ejemplo, donde el rango de calibración normalmente cubre varios órdenes de magnitud, es más difícil conseguir un amplio rango lineal de bioindicadores, ya que los organismos están constantemente cambiando su “hardware” mediante procesos biológicos. La estandarización de los bioindicadores parece poco realista en este momento, lo que significa que la armonización entre los usuarios de los mismos indicadores es de interés específico y real para el futuro.

3.4 Armonización

Así como las pruebas de intercalibración han permitido desde hace muchos años que diferentes laboratorios puedan usar muestras reales para optimizar la calidad de sus propios análisis en el campo de la química analítica, se debe prestar gran atención a la armonización del uso de los mismos indicadores en diferentes lugares para la “calibración” de los bioindicadores. Este no es tanto el caso de los trabajos realizados en laboratorio, ya que los bioensayos (por ej., para evaluación de compuestos químicos) son altamente estandarizados y así reproducibles; esto se aplica principalmente a todos los aspectos del uso de bioindicadores en el campo. En primer lugar la planificación cooperativa en el diseño del programa parece absolutamente necesaria, con el fin de comparar los resultados de los diferentes grupos de trabajo. En el ámbito regional y nacional esto es relativamente fácil de conseguir, pero a niveles intercontinental y mundial las distancias geográficas entre los grupos de investigación son un problema importante. Por ejemplo, el Organismo

Internacional de Energía Atómica (IAEA, 2001) trata de llevar a cabo la vigilancia biológica de los elementos en diferentes continentes, y para ello el alto costo de la reuniones de personal para un intercambio de puntos de vista necesariamente tiene que ser tomado en cuenta. Los cursos de entrenamiento y análisis de accidentes duante un período definido de tiempo (por ej., semanas) parece el mejor paso hacia la armonización de las diferencias científicas y culturales entre los participantes. Y esto no debe ser subestimado en un mundo globalizado: la bioindicación en sus diferentes facetas y sus diferentes niveles científicos puede ser realizada prácticamente por todos, de modo que los proyectos transfronterizos tienen un tremendo impacto intercultural. Debemos tener cuidado con el exceso de optimismo, pero “la bioindicación puede ser vista como na puerta de entrada a la comprensión intercultural y como un catalizador para la cooperación internacional pacífica”. Las preguntas a ser respondidas durante este intercambio de información pueden incluir la forma de relacionar las observaciones de los fenómenos mismos hechos mediante diferenes técnicas, tales como teledetección o información in situ (Roots, 1996; Smodis, 2003). Los problemas de escala en el espacio y en el tiempo son –en parte– una cuestión de diseño del programa. Este diseño incluye la elección de las mediciones, los sensores y los métodos de grabación, y finalmente las preguntas de la entrega y tecnología de la información. Buenos ejemplos de “preguntas en mente antes de comenzar el trabajo” se pueden encontrar en numerosas campañas de muestreo a nivel nacional e internacional para la observación del medio ambiente, así como en la literatura que trata específicamente estos pasos de armonización (por ej., Schroeder W. et al., 1996; Bosch y Pinborg, 2003; Lazorchak et al., 2003; Matthiessen, 2003; Parris, 2003).

4. Estrategias integradas y aplicaciones de bioindicación / biomonitoreo

A los efectos de desarrollar procesos de bioindicación y/o biomonitoreo de los elementos químicos es necesario llevar adelante tanto un enfoque muy específico respecto a cada una de las especies químicas de un elemento como un tratamiento integral de las características generales. Este último está incluido en un Sistema Biológico de los Elementos (**Fig. 7**).

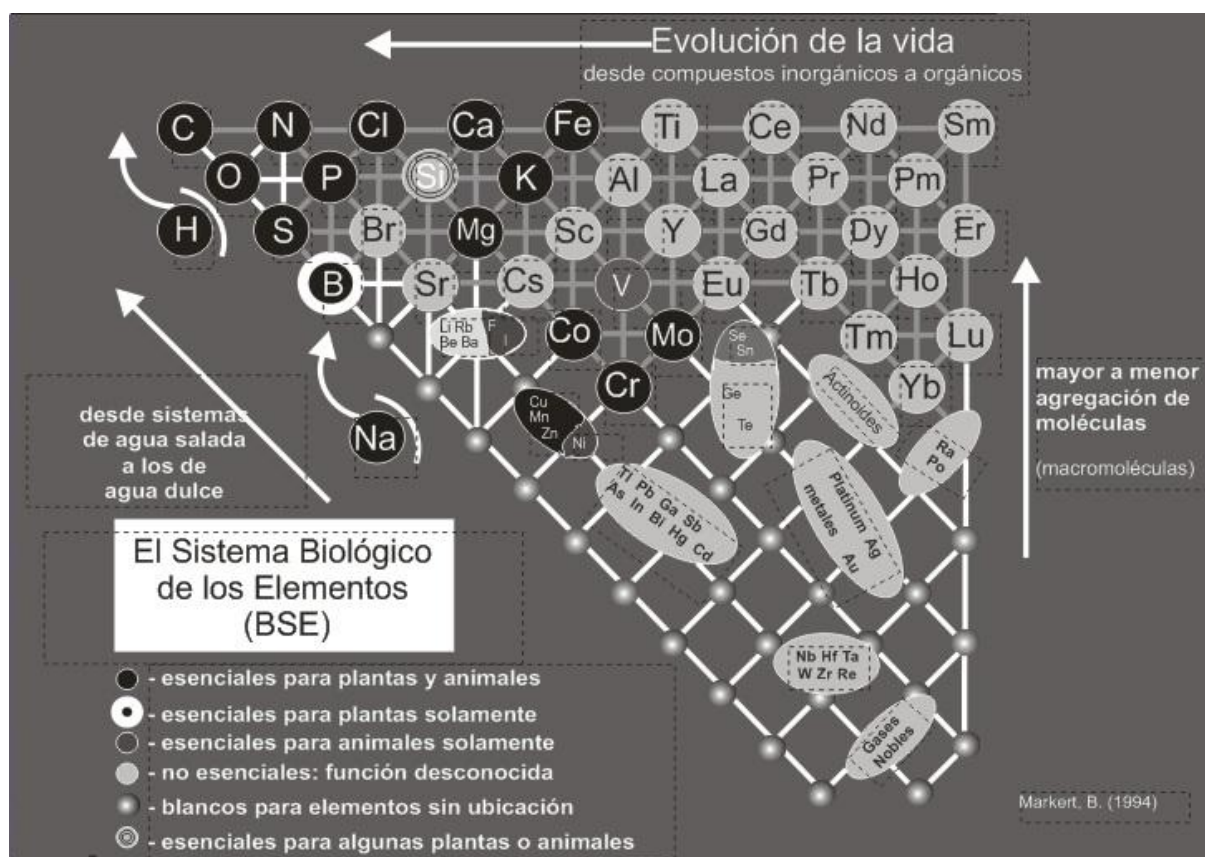


Figura 7: El Sistema Biológico de los Elementos para plantas terrestres (Glicofitas).

El Sistema Biológico de los Elementos es una compilación de datos basados en análisis de correlación, función fisiológica de los elementos en los organismos, el desarrollo evolutivo del medio ambiente inorgánico, y la forma de absorción del organismo (por ej., como molécula con carga neutra o como ión). Los elementos H y Na cumplen diversas funciones en el sistema biológico de tal manera que no pueden ser concluyentemente rotulados. Los elementos anillados sólo pueden actualmente resumirse como elementos con una función fisiológica similar, considerando la falta de correlación de datos o bien que estos datos son muy imprecisos.

4.1 Un modelo de caja de herramientas integrado para el cuidado profiláctico de la Salud Humana

Tanto la bioindicación como el biomonitoreo deben proporcionar información sobre el grado de contaminación o degradación de los ecosistemas.

Desde un punto de vista integrativo la bioindicación no es una “máquina de vigilancia ambiental” por un enorme conjunto de factores; idealmente se trata de una consideración integrada de varios sistemas de evaluaciones bioindicativas que intenta –junto con otros parámetros ambientales– producir una imagen clara de una situación de contaminación, así como de su influencia en los cuidados profilácticos de la salud y el medio ambiente.

La **Fig. 8** es un diagrama de la dinámica completa de un sistema ambiental de monitoreo basado en bioindicación. Se puede volver a combinar sus parámetros de

medición de acuerdo con el sistema particular a ser monitoreado o el marco científico de referencia. Los dos principales temas de investigación –el Hombre y el Medio Ambiente– y las disciplinas Toxicología y Ecotoxicología Humanas relacionadas con ellos están asociadas con varias “herramientas” (por ej., ensayos biológicos) y “series de pruebas” para lograr un monitoreo ambiental integrado.

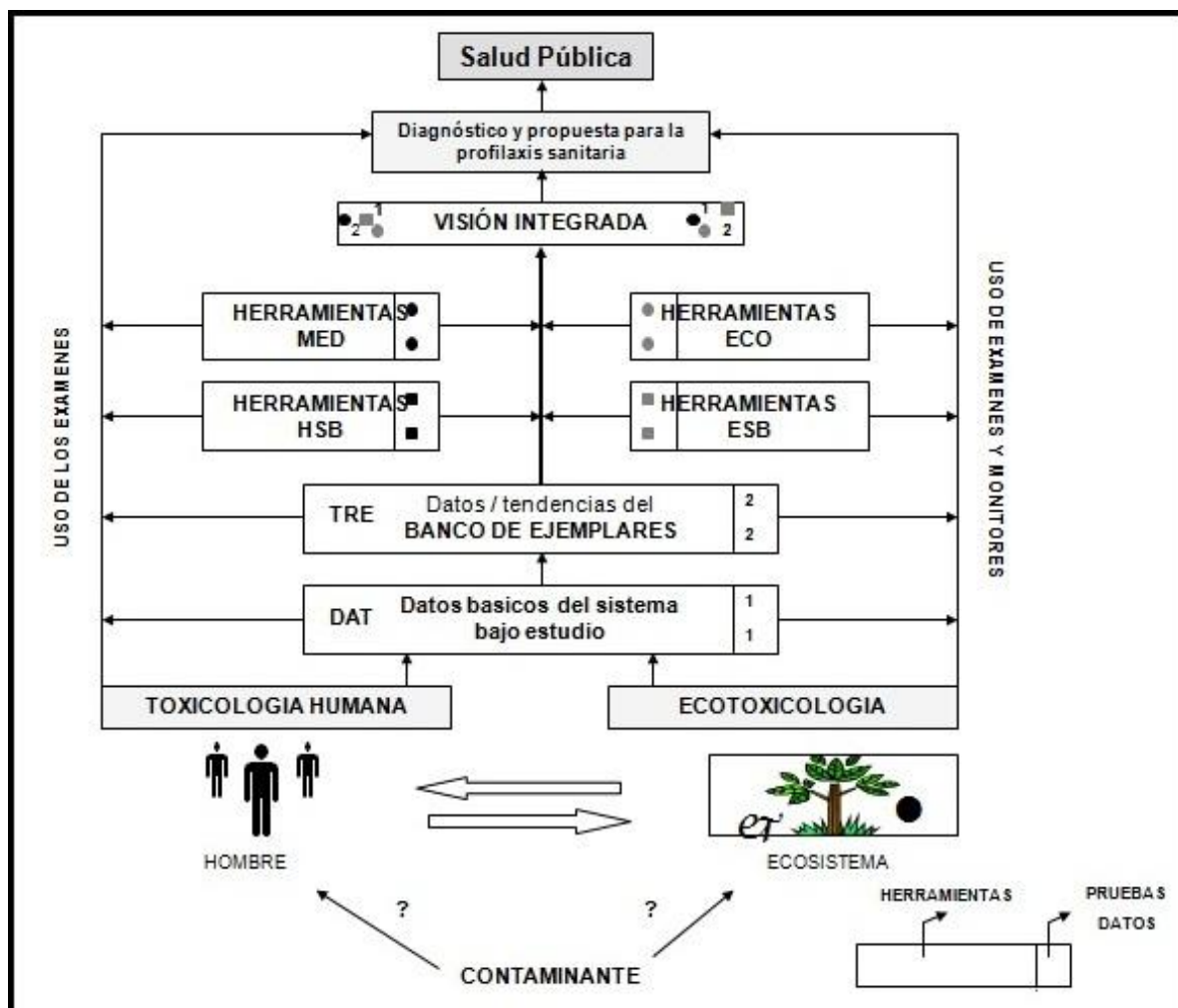


Figura 8: posible estructura jerárquica de un modelo de bioindicación en una visión integrada humana y ecotoxicológica. Las herramientas MED y ECO contienen conjuntos de exámenes funcionalmente combinables para permitir una visión integrada del marco de referencia particular o problema científico específico. Las herramientas HSB (*human specimen banking*) y ESB (*environmental specimen banking*) representan años de resultados de bancos internacionales de muestras ambientales. En una visión integrada, todos los resultados obtenidos están sostenidos por datos básicos existentes disponibles a partir de bancos de muestras ambientales y toxicológicas. El conjunto de parámetros necesarios para esto se obtienen a partir de las herramientas TRE y DAT.

El sistema descrito en la **Fig. 8** consta de seis cajas de herramientas. Las dos primeras derivan principalmente de la investigación del medio ambiente: DAT (de datos) y TRE (de tendencias). DAT contiene – como un conjunto – todos los datos disponibles en el sistema (eco-) bajo estudio; es decir, incluye los datos obtenidos por medios instrumentales (por ej., desde el ámbito meteorológico). DAT también contiene las concentraciones máximas admisibles de sustancias en el agua potable, los alimentos o el aire en el lugar de

trabajo, así como los datos de ADI (*ingesta diaria admisible*) y NOAEL (*concentraciones donde no se observan efectos adversos*) correspondientes. La caja de herramientas TRE contiene datos sobre las tendencias que han sido recopiladas principalmente a partir de años de investigaciones realizadas por los bancos de muestras ambientales, o de la información disponible de estudios nacionales e internacionales a largo plazo (por ej., Duvigneaud y Denayer-De Smet, 1973; Likens et al., 1977; Ellenberg et al., 1986). Las conclusiones específicas y los pronósticos de tendencias pueden ser preparados utilizando las cajas de herramientas HSG (*banco de ejemplares humanos*) y ESB (*banco de ejemplares ambientales*) (véase también Kettrup 2003). La caja de herramientas MED (*medicina*) contiene todos los métodos habitualmente empleados en las investigaciones hematológicas y químicas de toxicidad subcrónica y crónica, mientras que la ECO está compuesta principalmente de todos los sistemas de pruebas bioindicativas y de vigilancia relevantes para los ecosistemas, que pueden ser combinados para adaptarse a la situación particular del sistema que está bajo evaluación. Los datos de todas las cajas de herramientas deben interactuar entre sí de tal manera que sea posible evaluar el riesgo para la salud promedio de los grupos de población específicos, o determinar un límite superior del futuro riesgo por contaminantes en las redes formadas. Esta evaluación de riesgos en última instancia hace uso de todos los límites toxicológicos que generan los efectos y las correspondientes relaciones dosis-respuesta, de acuerdo con el estado actual del conocimiento científico. Ya que los experimentos no pueden realizarse en seres humanos, estos recursos deben desarrollarse a partir de experiencias en lugares de trabajo o casos de envenenamiento para permitir tanto la evaluación general como la de riesgos. Además de examinar los informes sobre casos individuales, deben hacerse los mayores esfuerzos para revelar los efectos generados por sustancias químicas como causa de enfermedades, a través de estudios epidemiológicos con los grupos expuestos respecto a un grupo control. El desarrollo y uso de modelos de simulación con el apoyo de la tecnología de la información utilizando todos los datos recogidos jugará un papel importante, ya que así pueden combinarse un gran número de parámetros que no interactúan directamente. Se incluyen diversos datos en el campo de la epidemiología, estudios de mutagénesis, toxicocinética, metabolismo y relaciones estructura/efecto. Las conclusiones de esta interconexión entre cajas de herramientas se pueden utilizar para lograr un concepto general de bioindicación, enmarcado en el llamado *concepto de bioindicación por multi-marcadores* (MMBC), que ha sido extensamente desarrollado por Markert et al. (2002, 2003b).

4.2 Bancos de Muestras Ambientales

Dentro de un modelo de caja de herramientas integradas, los Bancos de Muestras Ambientales juegan un papel especial de acuerdo con la constancia de la composición química de sus muestras, mediante almacenamiento en nitrógeno líquido, y resultan ser de gran utilidad para establecer las relaciones concentración/efecto de un contaminante. Su combinación con el enfoque integral del Sistema Biológico de los Elementos genera una técnica prometedora para la observación de las condiciones de vida del medio ambiente, que sin duda deberá tener un enorme desarrollo científico a futuro. El propósito de los Bancos de Muestras Ambientales es la adquisición de materiales capaces de proporcionar información ecotoxicológica, y guardarlos sin cambios durante largos períodos para permitir realizar análisis retrospectivos y evaluaciones de la contaminación por sustancias que no pudieron ser oportunamente analizadas en el momento en que se tomaron las muestras (Wagner, 1992). Los aspectos individuales y de fondo se detallan en Kettrup (2003). Las tareas y los objetivos de los Bancos de Muestras Ambientales pueden resumirse de la siguiente manera (Klein, 1999):

- Para determinar las concentraciones de sustancias que no habían sido identificadas como contaminantes en el momento en que las muestras fueron almacenadas, o que no pudieron ser analizadas con suficiente precisión (control a posteriori).
- Para verificar el éxito o fracaso de las prohibiciones de uso actuales y futuras de algunas sustancias, así como de restricciones en el sector ambiental.
- Para un seguimiento regular de las concentraciones de contaminantes ya identificados mediante caracterizaciones sistemáticas de las muestras previamente archivadas.
- Predicción de las tendencias de la contaminación local, regional y mundial.
- Descripción de los métodos de muestreo estandarizados.
- La documentación de las condiciones en que se almacena el material de las muestras como un requisito para la obtención de resultados comparables.

Para leer más sobre la “filosofía de los Bancos de Muestras Ambientales” se recomienda ver algunos de los siguientes trabajos: Berlin et al., 1979; Luepke, 1979; Lewis et al., 1983; Rossbach et al., 1992; Stoeppler y Zeisler, 1993.

La estrategia del Banco Alemán de Muestras Ambientales asume que la contaminación de un lugar determinado no puede ser demostrada sólo por un bioindicador, por el diferente grado de exposición de los organismos de un ecosistema y por sus diferentes predeterminantes genéticos. Sólo un conjunto de bioindicadores adecuados es capaz de reflejar los contaminantes presentes en el sistema. En la **TABLA 1** se muestran los bioindicadores disponibles en el Banco Federal de Muestras Ambientales de Alemania (Klein, 1999).

TABLA 1: Especies muestreadas incluidas en el German Federal Environmental Sample Bank.

Especies Muestreadas	Tejido Blanco
<i>Picea (Picea abies)</i> / pino (<i>Pinus sylvestris</i>)	Brotes anuales
Haya roja (<i>Fagus sylvatica</i>) / Alamo de Lombardía (<i>Populus nigra</i>)	Hojas
Paloma doméstica (<i>Columba livia f. domestica</i>)	Huevos
Corzo (<i>Capreolus capreolus</i>)	Hígado (riñones)
Lombriz de tierra (<i>Lumbricus terrestris</i> /Aporrectodea longa)	Cuerpo de la lombriz sin contenido intestinal
Mejillón cebra (<i>Dreissena polymorpha</i>)	Tejidos blandos
Brema (<i>Abramis brama</i>)	Músculo e hígado
Alga parda (<i>Fucus vesiculosus</i>)	Talo
Mejillón común (<i>Mytilus edulis</i>)	Tejidos blandos
Blenio (<i>Zoarces viviparus</i>)	Músculo e hígado
Gaviota (<i>Larus argentatus</i>)	Huevos
Lombriz de cebo (<i>Arenicola marina</i>)	Cuerpo de la lombriz sin contenido intestinal

Los criterios de selección de las especies de la muestra se analizan detalladamente en Klein y Paulus (1995). Las conexiones funcionales esperadas entre los ecosistemas se presentan en la **Fig. 9**.

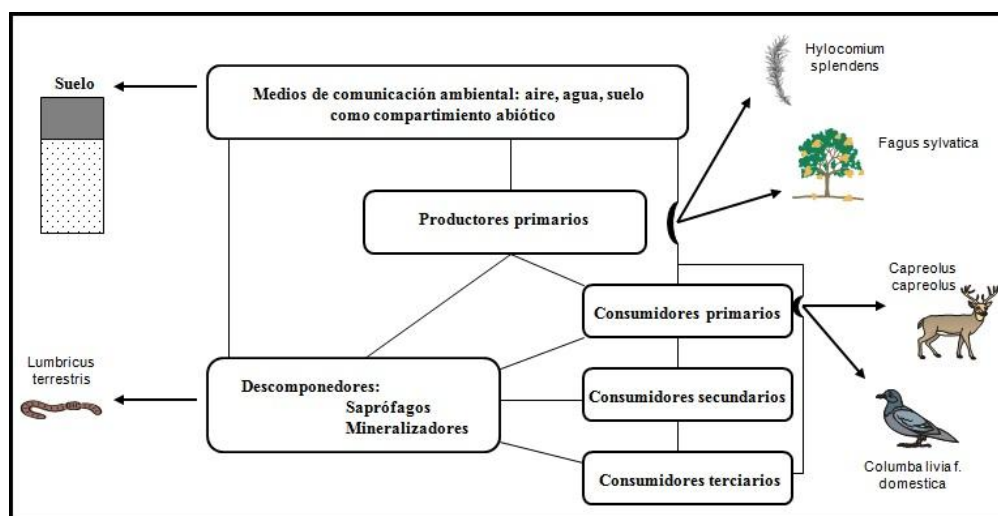


Figura 9: Conjunto de muestras de especies elegidas a nivel ecosistémico del German Federal Environmental Sample Bank.

Uno de los problemas planteados en el manejo de las muestras ambientales, que son cuidadosamente almacenadas y refrigeradas con nitrógeno líquido, es el muy alto costo de operación de las instalaciones requeridas, así como la muy alta experiencia necesaria en los científicos involucrados en estos procesos de ESB. También se ha observado una cierta falta de flexibilidad en el manipuleo o la entrega de las muestras de un organismo bioindicador que ha sido analizado con anterioridad y durante un período de años. Las directrices de muestreo son muy específicas, y a menudo hacen que sea difícil llevar a cabo comparaciones con los protocolos “normalizados” de muestreo. Estos podrían ser resueltos mediante la integración de los resultados del ESB con los de estudios de bioindicación realizados por otros grupos (por ej., siguiendo el modelo de cajas de herramientas integradas de la Fig. 8).

4.3. Caso de estudio: Estudio de la presencia de metales traza a través del modelo de bioindicación en la Laguna Costera Mar Chiquita (Pcia.de Buenos Aires, Argentina)

Se estudiaron muestras representativas de los tejidos de 6 especies de invertebrados y 12 especies de vertebrados (3 de peces y 9 de aves) de la laguna costera Mar Chiquita para determinar sus contenidos de Hg, Pb y Zn. El ambiente elegido es una reserva natural, no afectada en forma directa por centros urbanos o industriales significativos, y enmarcado en una zona de neto uso agrícola/ganadero. Las especies elegidas representan una trama trófica simplificada de la laguna costera. Se realizó un análisis integrado de la información disponible de los últimos 20 años, para verificar la validez de alguna/s de estas especies como bioindicadoras y/o biomonitoras del sistema.

4.3.1. Introducción

El conocimiento y comprensión de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos son necesarios para caracterizarlos y entender cabalmente su importancia ecológica (Burton, 1976). Justamente, la trascendencia de este tipo de sistema como sitios de descanso, alimentación y cría de peces, aves e invertebrados realza la necesidad de un conocimiento integral de su condición ambiental, incluyendo la presencia, concentración y distribución de contaminantes (Marcovecchio et al., 2006). Este último aspecto se puede evaluar por análisis de los contaminantes en el agua o en los sedimentos, así como en los organismos que caracterizan al sistema bajo estudio; sin embargo, cada una de estas alternativas tomada individualmente brinda sólo una imagen parcial del problema, y hay que ser muy cauto con respecto a las conclusiones que se pueden tomar a partir de ellos (Markert et al., 1997). Una de las vías más idóneas para evaluar el comportamiento de los contaminantes en ambientes acuáticos es la aplicación del modelo de bioindicación / biomonitoreo, que integra toda la información existente y permite obtener una imagen más completa y aplicable desde el punto de vista del manejo integrado de esos ambientes (Markert, 2007).

El objetivo de este estudio es analizar la información existente sobre algunos metales traza (Hg, Pb, Zn) en los compartimientos biológicos y abióticos de la laguna costera Mar Chiquita, en Argentina, en el marco del modelo de bioindicación / biomonitoreo, para obtener una imagen integral de la condición del sistema en lo que a estos contaminantes respecta, así como validar el uso de alguna o varias de las especies consideradas como bioindicadoras y/o biomonitoras del sistema.

4.3.2. Materiales y Métodos

Para la concreción de este trabajo se consideró toda la información existente (entre 1986 y 2006), correspondiente a 18 especies características de la laguna costera Mar Chiquita que a continuación se listan:

Clase	Especie	Nombre común	Nivel trófico	Hábitos alimentarios
Poliquetos	<i>Laeonereis pandoensis</i>	Gusano arenícola	N2	Detritívoro
	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	Gusano tubícola	N2	Detritívoro/ filtrador
Pelecípodos	<i>Tagelus gibbus</i>	Almeja navaja	N2	Detritívoro
Crustáceos	<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	Cangrejo gris	N2 / N3	Anelidófago/ detritívoro
	<i>Neohelice granulata</i>	Cangrejo cavador	N2 / N3	Omnívoro
	<i>Uca uruguayensis</i>	Cangrejo violinista	N2 / N3	Detritívoro
Osteíctios (peces)	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	Lenguado	N4	Omnívoro
	<i>Basilichthys bonaerensis</i>	Pejerrey	N3 / N4	Anelidófago/ carcinófago
	<i>Mugil liza</i>	Lisa	N2 / N3	Iliófago
Aves	<i>Himantopus melanurus</i>	Tero real	N3 / N4	Carcinófago/ entomófago
	<i>Egretta thula</i>	Garcita blanca	N3	Ictiófago
	<i>Fulica armillata</i>	Gallareta de ligas rojas	N2	Herbívoro
	<i>Limosa haemastica</i>	Becasa de mar	N3 / N4	Carcinófago/ entomófago
	<i>Belonopterus chilensis</i>	Tero común	N2 / N3	Entomófago/ granívoro
	<i>Anas georgica</i>	Paro maicero	N2	Herbívoro/ filtrador
	<i>Podiceps rolland</i>	Macá común	N4	Ictiófago/ carcinófago
	<i>Sterna trudeaui</i>	Gaviotín lagunero	N4	Ictiófago
	<i>Larus maculipennis</i>	Gaviota capucho café	N3 / N4	Omnívoro

Todas las muestras fueron obtenidas a campo y conservadas a -40°C hasta su tratamiento en laboratorio. Posteriormente fueron mineralizadas siguiendo métodos internacionalmente estandarizados (ver en Marcovecchio y Ferrer, 2005), y las correspondientes concentraciones de Hg, Pb y Zn se determinaron por espectroscopía de absorción atómica por vapor frío (CV-AAS) para el primero, y con llama (FAAS) para los otros dos. En todos los casos se verificó la calidad analítica de los datos obtenidos trabajando con Material de Referencia Certificado (CRM N°6, “mussel tissue flower”, provista por el NIES -National Institute for Environmental Studies- de Tsukuba, Japón).

En todos los casos los datos obtenidos se relacionaron con otras condiciones ambientales (por ej., hidrográficas, climáticas, biológicas, ecológicas, etc.) y su procuró identificar tendencias comunes y sostenidas.

4.3.3. Resultados y Discusión

Al estudiar los contenidos de Hg, Pb y Zn en los tejidos de las especies evaluadas en la laguna costera Mar Chiquita se encontraron resultados variados, que permitieron sostener algunos puntos interesantes (**TABLA 2**):

En la presente síntesis se analizan los datos obtenidos para dos metales traza no esenciales (Hg y Pb) y uno esencial (Zn) para los organismos. Los resultados obtenidos nos permiten sacar algunas conclusiones importantes:

- A pesar que la laguna costera Mar Chiquita no tiene fuentes directas que la impacten con descargas de contaminantes (por ej., efluentes urbanos o industriales), todas sus especies presentan residuos de los tres metales traza estudiados.

- Los niveles de Hg detectados son bajos en los niveles tróficos inferiores (por ej., N2, N2/N3), pero son altos en los niveles superiores ((por ej., N3/N4, N4). Esto permite sostener la existencia de biomagnificación de Hg en este sistema.

- Los niveles de Pb determinados son intermedios a altos en las especies evaluadas, y no se identifica un patrón con tendencia definida (creciente o decreciente) entre los correspondientes niveles tróficos.

TABLA 2: contenidos de Hg (ng.g^{-1} , p.h.), Pb y Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.h.) en los tejidos de las especies analizadas en la laguna costera Mar Chiquita. Concentración media y rango de valores (mínimo – máximo).

Clase	Especie	Hg (ng.g^{-1} , p.h.)	Pb ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.h.)	Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.h.)
Polychaeta	<i>Laeonereis pandoensis</i>	50 (35 – 80)	8.6 (3.4 – 11.2)	30.6 (19.9 – 51.3)
	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	50 (35 – 65)	13.0 (5.9 – 16.3)	46.2 (30.4 – 64.2)
Pelecypoda	<i>Tagelus gibbus</i>	90 (45 – 95)	7.4 (5.1 – 11.4)	86.4 (46.9 – 103.2)
Crustacea	<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	200 (80 – 265)	27.3 (14.3 – 31.6)	47.2 (31.6 – 64.3)
	<i>Neohelice granulata</i>	100 (70 – 135)	5.8 (2.9 – 7.4)	56.3 (39.1 – 79.2)
	<i>Uca uruguayensis</i>	50 (35 – 95)	10.2 (6.8 – 12.3)	42.2 (29.6 – 60.1)
Osteichthyes	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	220 (170 – 250)	6.6 (4.1 – 7.6)	38.3 (19.4 – 41.0)
	<i>Basilichthys bonaerensis</i>	100 (80 – 440)	3.0 (0.9 – 4.2)	29.3 (19.5 – 32.6)
	<i>Mugil liza</i>	110 (50 – 180)	3.2 (0.9 – 3.8)	41.4 (21.3 – 60.3)
Aves	<i>Himantopus melanurus</i>	3100 (1700 – 3500)	10.0 (5.6 – 12.6)	96.2 (75.3 – 160.1)
	<i>Egretta thula</i>	2400 (2100 – 2950)	7.8 (3.9 – 9.1)	74.1 (59.6 – 100.2)
	<i>Fulica armillata</i>	700 (150 – 990)	16.8 (11.5 – 19.3)	46.3 (34.3 – 66.5)
	<i>Limosa haemastica</i>	1140 (1080 – 1190)	11.3 (9.7 – 16.1)	91.0 (69.3 – 121.1)
	<i>Belonopterus chilensis</i>	1300 (1100 – 1400)	6.5 (0.05 – 13.1)	78.2 (54.2 – 90.9)
	<i>Anas georgica</i>	150 (140 – 190)	0.05 (0.03 – 0.09)	56.4 (39.6 – 80.4)
	<i>Podiceps rolland</i>	3500 (1700 – 5000)	8.0 (5.4 – 11.3)	100.2 (86.4 – 142.5)
	<i>Sterna trudeaui</i>	5500 (4200 – 7600)	9.1 (5.4 – 13.4)	124.6 (93.6 – 165.1)
	<i>Larus maculipennis</i>	490 (470 – 580)	20.4 (11.8 – 26.4)	74.5 (46.3 – 96.2)

- Los niveles de Zn determinados son intermedios a altos, y corresponden a organismos expuestos a este elemento en forma prolongada.

- La combinación de estos resultados con la ausencia de fuentes directas destaca la importancia de las fuentes remotas y de los correspondientes mecanismos de transporte (por ej., transporte atmosférico o efecto de cuenca).

- Muchas de las especies han demostrado tener condiciones adecuadas para ser consideradas bioindicadoras y/o biomonitoras de este sistema. Por su importancia ecológica, incluyendo su condición de especie clave de esta laguna costera, se propone la utilización del cangrejo cavador *Neohelice granulata* para tales fines.

5. Síntesis

En conclusión, hay mucho interés en el control integrado que requiere un diseño interdisciplinario y la formación de grupos de investigación para futuros estudios. Esto permitiría una adaptación rápida y flexible de los grupos de trabajo al marco concreto de referencia, así como un rápido intercambio de información entre las disciplinas individuales.

Para acercarse a un sistema profiláctico de salud entre ecotoxicólogos y médicos habrá que seguir un sistema común de integración, y dejar de trabajar a lo largo de caminos paralelos y por lo tanto separados, que es lo que se ha hecho con mayor frecuencia en las últimas décadas. Con este fin, valdría la pena echar un vistazo a ideas previas de la combinación de ecología, ciencias de la Tierra y medicina que tienen una cierta tradición en la ecología del paisaje alemán (Jusatz y Flohn, 1937 ; Jusatz, 1958; Mueller y Schweinfurth, 1974). Además, debemos ser conscientes de la interrelación existente entre la cultura, la calidad del medio ambiente y la salud humana (Dansereau, 1971; Warren y Harrison, 1984). La **Fig. 10** intenta simbolizar el dilema de que es lo que bloquea actualmente un rápido desarrollo de los métodos de bioindicación ecológico y humano/toxicológico hacia una comprensión más integrada. Obviamente, aún existe una falta de debate intenso y de colaboración entre los ecologistas y los médicos. Simplemente un ejemplo, que está presente en nuestro trabajo cotidiano. En el muy bueno y reciente Tratado de Toxicología ("Lehrbuch der Toxikologie"), de Marquard y Schaefer (2004), se presenta un excelente contenido discutido por más de 100 científicos que incluye la mayoría de los temas más relevantes de nuestro campo científico común; sin embargo, los hallazgos científicos de los ecotoxicólogos (por ej., nacionales e internacionales organizados en la SETAC -Society for Environmental Toxicology and Chemistry-) prácticamente no han sido tenidos en cuenta.

Para superar esta discrepancia hay dos cuestiones importantes que deberán ser consideradas:

1. La formación de los toxicólogos en las Universidades debería realizarse siguiendo textos integradores (por j., el libro de Uso Práctico de Biotests, publicado por Fomin et al. en 2003).
2. El desarrollo de proyectos científicos comunes, tal y como se plantea en la **Fig. 10**.

Especialmente para este último tema (2) se deben desarrollar un lenguaje interdisciplinario, y objetivos y metodologías comunes, los que llevarán al éxito final de la investigación.

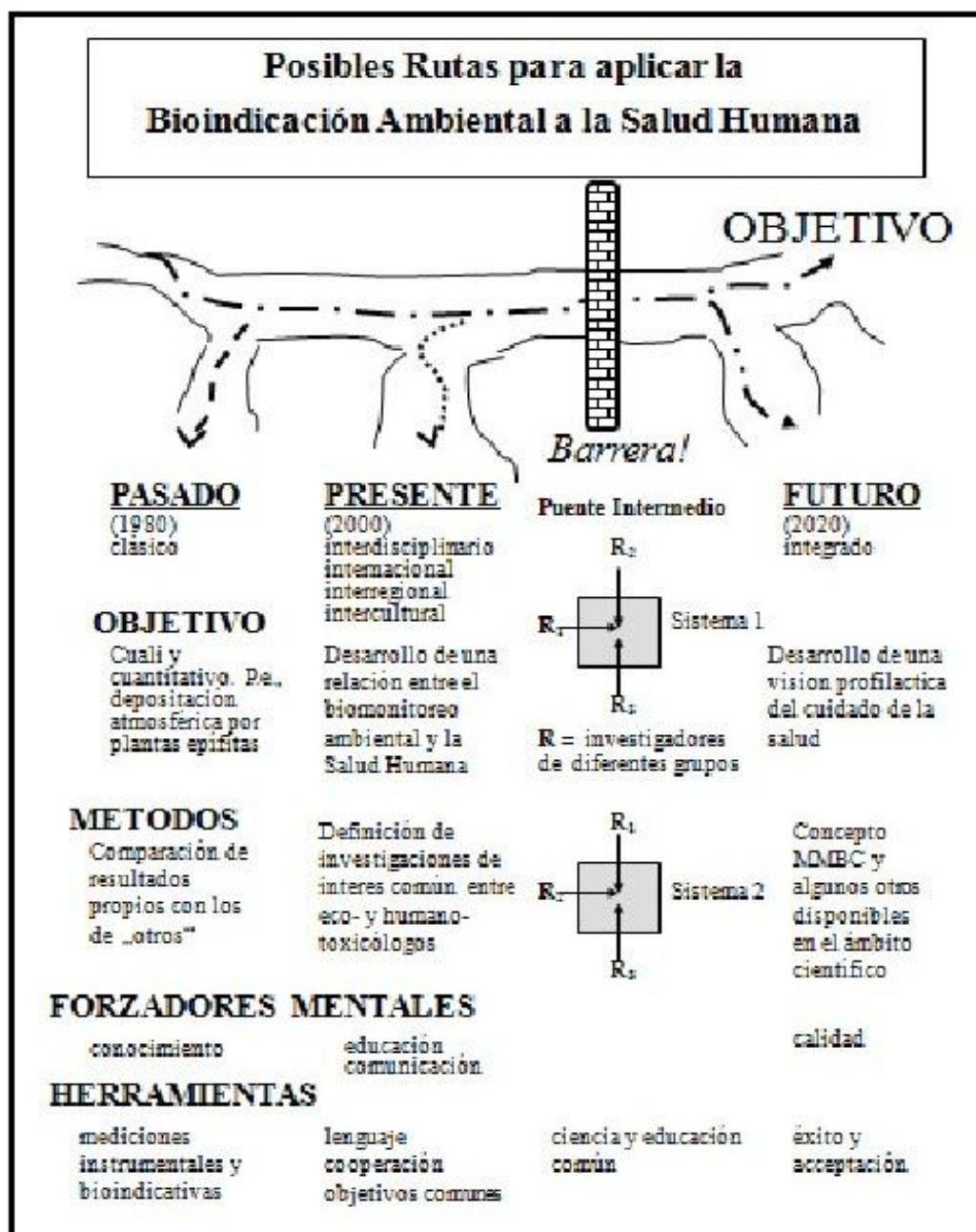


Figura 10: Posibles rutas para aplicar el monitoreo ambiental a la salud humana. En el pasado existió una brecha en la colaboración entre científicos, ecotoxicólogos y médicos (toxicólogos humanos). Esto puede ser subsanado en el presente a través de mayor comunicación, más intensa colaboración y objetivos comunes en ciencia y educación. Para lograr intereses comunes en el futuro habrá que aplicar métodos de investigación específicos para analizar problemas similares, lo que implica aprendizaje común a través de análisis interdisciplinarios.

MMBC: Multi-Marker Bioindication Concept, un sistema multidisciplinario recientemente desarrollado que incluye “ventanas” integradas y funcionales que brindan una visión profiláctica del cuidado de la salud.

Agradecimientos

Los autores quieren agradecer a todos los colegas, amigos y “socios” de numerosos campos de estudio en todo el mundo por sus discusiones críticas e intensas sobre nuestro tema en común (bioindicación y biomonitoreo). Muchas de sus ideas han influenciado este artículo de revisión.

REFERENCIAS

- Adriano D.C. 1986. *Trace Elements in the Terrestrial Environment*. Springer, Berlin.
- Adriano D.C. 1992. *Biogeochemistry of Trace Metals*. Lewis, Boca Raton.
- Altenburger R., Schmitt M. 2003. Predicting toxic effects of contaminants in ecosystems using single species investigations. *En: Bioindicators & Biomonitoring. Principles, Concepts and Applications*. Markert, Breure, Zechmeister (eds), Elsevier, Amsterdam, 153-198.
- Arndt U. 1992. Key reactions in forest disease used as effects criteria for biomonitoring. *En: Ecological indicators*. McKenzie, Hyatt, McDonald (eds.). Proc.Int. Symp. Fort Lauderdale USA, Oct. 16-19, 1990. Elsevier, Applied Science Publishers London, 829-840.
- Bacchi M.A., De Nadai Fernandes E.A., Oliveira H. 2000. Brazilian experience on K0-standardized neutron activation analysis. *J. Radioanalytical and Nuclear Chem.*, 24: 217-222.
- Bargagli R. 1998. *Trace Elements in Terrestrial Plants – an Ecophysiological Approach to Biomonitoring and Bio-recovery*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Beltrame M.O., De Marco S.G., Marcovecchio, J.E. 2008. Cadmium and zinc in Mar Chiquita coastal lagoon (Argentina): salinity effects on lethal toxicity in juveniles of the burrowing crab *Chasmagnathus granulatus*. *Arch.Env. Cont.& Toxicol.*, 55: 78-85.
- Berlin A., Wolff A.H., Hasegawa Y. 1979. *The Use of Biological Specimens for the Assessment of Human Exposure to Environmental Pollutants*. Proc. of the Int. Workshop at Luxembourg, 18-22 April 1977. Martinus Nijhoff Publishers – The Hague, Boston, London.
- Blanck H., Wängberg S.A., Molander S. 1988. Pollution-Induced Community Tolerance. A new ecotoxicological tool. *En: Functional testing of aquatic biota for estimating hazards of chemicals*, Cairns, Pratt (eds), ASTM STP 988. Am. Soc. for Testing and Materials, Philadelphia, 219-230.
- Bode P., De Nadai Fernandes E.A., Greenberg R.R. 2000. Metrology for chemical measurements and the position of INAA. *J. Radioanalytical and Nuclear Chem.*, 245: 109-114.
- Bosch P., Pinborg U. 2003. Bio-indicators and the indicator approach of the European Environment Agency. *En: Bioindicators & Biomonitoring. Principles, Concepts and Applications*. Markert, Breure, Zechmeister (eds). Elsevier, Amsterdam, 903-16.
- Breulmann G., Markert B., Leffler U., Weckert V., Herpin U., Lieth H., Ogino K., Ashton P.S., LaFrankie J.V., Hua Sang Lee, Ninomiya I. 1997. Multielement analysis in different compartments of Euphorbiaceae species from a tropical rain forest ecosystem in Sarawak, Malaysia. *Trop. Ecol.*, 38: 181-191.
- Breulmann G., Ogino K., Ninomiya I., Ashton P.S., La Frankie J.V., Leffler U., Weckert V., Lieth H., Kanschak R., Markert B. 1998. Chemical characterisation of Dipterocarpaceae by use of chemical fingerprinting – a multielement approach at Sarawak, Malaysia. *Sci. Tot. Env.*, 215: 85-100.
- Broadley M.R., White P.J., Hammond J.P., Zelko I., Lux A. 2007. Zinc in plants. *New Phytologist*, 173: 677-702.
- Broadley M.R., Hammond J.P., King G.J., Astley D., Bowen H.C., Meacham M.C., Mead A., Pink D.A.C., Teakle G.R., Hayden R.M., Spracklen W.P., White P.J. 2008. Shoot calcium and magnesium concentrations differ between subtaxa, are highly heritable, and associate with potentially pleiotropic loci in *Brassica oleracea*. *Plant Physiol.*, 146: 1707-1720.
- Burton J.D. 1976. Basic properties and processes in estuarine chemistry. *En: Estuarine Chemistry*, Burton, Liss (eds), Academic Press, London (U.K.): 1-36.
- Cakmak I. 2008. Enrichment of cereal grains with zinc: Agronomic or genetic biofortification?. *Plant and Soil*, 302: 1-17.
- Carreras H.A., Gudino G.L., Pignata M.L. 1998. Comparative biomonitoring of atmospheric quality in five zones of Cordoba city (Argentina) employing the transplanted lichen *Usnea sp.* *Env.Poll.*, 103: 317-325.
- Chaney R.L., Chen K.Y., Li Y.M., Angle J.S., Baker A.J.M. 2008. Effects of calcium and nickel tolerance and accumulation in Alyssum species and cabbage grown in nutrient solution. *Plant and Soil*, 311: 131-140.
- Dansereau P. 1971. *Dimensions of environmental quality*. Montréal, Canadá.
- De Marco S.D., Botté S.E., Marcovecchio J.E. 2006. Mercury distribution in abiotic and biological compartments within several estuarine systems from Argentina: 1980–2005 period. *Chemosphere*, 65: 213-233.
- Djingova R., Kuleff I. 2000. Instrumental techniques for trace analysis. *En: Trace elements, their distribution and effects in the environment*. Markert, Friese (eds), Elsevier, Amsterdam 137-185.
- Duvigneaud P., Denayer-De Smet S. 1973. Biological cycling of minerals in temperate deciduous forests. *Ecological Studies*, 1: 199-206.

- Elias C., De Nadai Fernandes E.A., França E.J., Bacchi M.A. 2006. Seleção de epífitas acumuladoras de elementos químicos na Mata Atlântica. *Biota Neotropica*, 6: 34-42.
- Ellenberg H., Mayer R., Schauer mann J. 1986. *Ökosystemforschung, Ergebnisse des Solling Projektes*. Ulmer, Stuttgart.
- Farago, M.E. (ed). 1994. *Plants and the Chemical Elements*. VCH, Weinheim.
- Figueiredo A.M., Saiki M., Ticianelli R.B., Domingos M., Alves E.S., Markert B. 2001. Determination of trace elements in *Tillandsia usneoides* by neutron activation analysis for environmental biomonitoring. *J. Radioanalytical and Nuclear Chem.*, 249: 391-395.
- Figueiredo A., Nogueira C., Markert B., Heidenreich H., Fraenzle S., Liepelt G., Saiki M., Domingos M., Millian F., Herpin U. 2007. The use of an epiphytice (*Tillandsia usneoides* L.) as bioindicator of heavy metal pollution in Sao Paulo, Brazil. *En: Highway and urban Environment*. Morrison, Rauch, (eds.), Proceedings of the 8th highway and urban symposium. Springer, 249-257.
- Fomin A., Oehlmann J., Markert B. 2003. *Praktikum zur Ökotoxikologie. Grundlagen und Anwendungen biologischer Testverfahren*. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg, 240 S.
- Fraenzle O. 1993. *Contaminants in Terrestrial Environments*. Springer, Berlin.
- Fraenzle S., Markert B. 2000a. The Biological System of the Elements. Part II: a theoretical model for establishing the essentiality of chemical elements. The application of Stoichiometric Network analysis to the Biological of the Elements. *Sci. Tot. Env.*, 249: 223-241.
- Fraenzle S., Markert B. 2000b. Das Biologische System der Elemente: Eine modelltheoretische Betrachtung zur Essentialität von chemischen Elementen. Die Anwendungen der Stöchiometrischen Netzwerkanalyse auf das Biologische System der Elemente. *Z Umweltchem Ökotox*, 12: 97-103.
- Fraenzle S., Markert B. 2002. The Biological System of the Elements (BSE) - a brief introduction into historical and applied aspects with special reference on "ecotoxicological identity cards" for different element species (e.g. As and Sn). *Env. Poll.*, 120: 27-45.
- Fraenzle S., Markert B. 2007. Metals in biomass: From the Biological System of Elements to reasons of fractionation and element use. *Env. Sci. & Poll. Res.*, 6: 404-413.
- Fraenzle S., Markert B., Wuenschmann S. 2007. Dynamics of trace metals in organisms and ecosystem: Prediction of metal bioconcentration in different organisms and estimation of exposure risks. *Env. Poll.* 150, 22-33.
- Fraenzle S., Markert B., Fraenzle O., Lieth H. 2008. The biological system of elements: Trace element concentration and abundance in plants give hints on biochemical reasons of sequestration an essentiality. *En: Trace Elements – Nutritional Benefits, Environmental Contamination, and Health Implications*. Prasad, M.N.V. (Ed.), Wiley & Sons, 1-22.
- França E.J., De Nadai Fernandes E.A., Bacchi M.A., Rodrigues R.R., Verburg T.G. 2005. Inorganic chemical composition of native trees of the Atlantic Forest. *Env. Monit. Ass.*, 102: 349-357.
- França E.J., De Nadai Fernandes E.A., Bacchi M.A., Tagliaferro F.S., Saiki M. 2007. Soil-leaf transfer of chemical elements for the Atlantic Forest. *J. Radioanalytical and Nuclear Chem.* 271: 405-411.
- Freitas M.C., Reis M., Alves L.C., Wolterbeek H.T. 1999. Distribution in Portugal of some pollutants in the lichen *Parmelia sulcata*. *Env. Poll.*, 106: 229-238.
- Freitas M.C., Pacheco A.M., Vieira B.J., Rodrigues A.F. 2006. Neutron activation analysis of atmospheric biomonitors from the Azores: a comparative study of lower and higher plants. *J. Radioanalytical and Nuclear Chem.* 270: 21-27.
- Garty J. 1998. Airborne elements, cell membranes, and chlorophyll in transplanted lichens. *J. Env. Quality*, 27: 973-980.
- Genßler L., Rademacher J., Rammert U. 2001. Arbeitskreis der Landesanstalten und -Ämter: Konzeption der künftigen Aufgabenbereiche. *Z Umweltchem Ökotox*, 13: 375-382.
- Gimbert F., Mench M., Coeurdassier M., Badot P.M., de Vaufléury A. 2008. Kinetic and dynamic aspects of soil-plant-snail transfer of cadmium in the field. *Env. Poll.*, 152: 736-745.
- Golan-Goldhirsh A., Barazani O., Nepovim A., Soudek P., Smrcek S., Dufkova L., Krenkova S., Yrjala K., Schroeder P., Vanek T. 2004. Plant response to heavy metals and organic pollutants in cell culture and at whole plant level. *J. Soil and Sediments*, 4: 133-140.
- Greger M. 2008. Trace elements and radionuclides in edible plants. *En: Trace Elements – Nutritional Benefits, Environmental Contamination, and Health Implications*. Prasad (Ed.), Wiley, 121-136.
- Hanikenne M., Talke I.N., Haydon M.J., Lanz C., Nolte A., Motte P., Kroymann J., Weigel D., Kraemer U. 2008. Evolution of metal hyperaccumulation required cis-regulatory changes and triplication of HMA4. *Nature*, 453: 391-396.
- Hartley W., Lepp N.W. 2008. Remediation of arsenic contaminated soils by iron-oxide application, evaluated in terms of plant productivity, arsenic and phytotoxic metal uptake. *Sci. Tot. Env.*, 390: 35-44.

- Herpin U., Markert B., Weckert V., Berlekamp J., Friese K., Siewers U., Lieth H. 1997. Retrospective analysis of heavy metal concentrations at selected locations in the Federal Republic of Germany using moss material from herbarium. *Sci. Tot. Env.* 205: 1-12.
- Herpin U., Siewers U., Kreimes K., Markert B. 2001. Biomonitoring - evaluation and assessment of heavy metal concentrations from two German moss surveys. *En: General and applied aspects on regional and global scales..* Burga, Kratochwil (eds.) Kluwer. Tasks for Vegetation Science, 35: 73-95.
- Herzig R., Urech M., Liebenhöfer L., Ammann K., Guecheva M., Landolt W. 1990. Lichens as Biological Indicators of Air Pollution in Switzerland: Passive Biomonitoring as a Part of an Integrated Measuring System for Monitoring Air Pollution. *En: Element Concentration Cadasters in Ecosystems. Methods of Assessment and Evaluation* Lieth, Markert (eds), VCH Weinheim, 317-332.
- Herzig R. 2005. Erfolgskontrolle zur Luftreinhaltung in der Stadt Bern 2004 Wiederholung der Untersuchungen mit Flechten nach 14 Jahren. Schlussberichtes vom 20.10.05 Stadt Bern Amt für Umweltschutz und Lebensmittelkontrolle. Berner Wirtschaft und Gemeinden Köniz und Bremgarten.
- IAEA (International Atomic Energy Agency). 2001. Co-ordinated Research. Project on Validation and Application of Plants as Biomonitors of Trace Elements Atmospheric Pollution, Analyzed by Nuclear and Related Techniques. *IAEA, NAHRES-63*, Vienna.
- Irtelli B., Navari-Izzo F. 2008. Uptake kinetics of different arsenic species by *Brassica carinata*. *Plant and Soil*, 303: 105-113.
- Jeran Z., Smoldis B., Jacimovic R. 1993. Multielemental analysis of transplanted lichens (*Hypogymnia physodes*, L.) by instrumental neutron activation analysis. *Acta Chimica Slovenica* 40: 289-299.
- Jusatz H.J., Flohn H. 1937. Geomedizin und Geographie. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 83: 1-5.
- Jusatz H.J. 1958. Die Bedeutung der landschaftsökologischen Analyse für geographisch-medizinische Forschung. *Erdkunde* XII: 284-289.
- Keith, L.H. 1988. Principles of Environmental Sampling. *ACS Professional Reference Book*, American Chemical Society, Washington, DC.
- Kettrup A. 2003. Environmental Specimen Banking. *En: Bioindicators and Biomonitors. Principles, Concepts and Applications*. Markert, Breure, Zechmeister(eds.). Elsevier, Amsterdam, 775-796.
- Klein R., Paulus M. 1995. *Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring*. Gustav Fischer, Jena, Stuttgart.
- Klein R. 1999. Retrospektive Wirkungsforschung mit lagerfähigen Umweltproben. *En: Ökotoxikologie – Ökosystemare Ansätze und Methoden*. Oehlmann, Markert (eds.), Ecomed, Landsberg, 285-293.
- Klumpp A., Domingos M., Pignata M.L. 2000. Air Pollution and Vegetation Damage in South America – State of Knowledge and Perspectives. *En: Environmental Pollution and Plant Responses*. Agrawal, Agrawal (eds), Lewis, Boca Raton, London.
- Kostka-Rick R., Leffler U.S., Markert B., Herpin U., Lusche M., Lehrke J. 2001. Biomonitoring zur wirkungsbezogenen Ermittlung der Schadstoffbelastungen in terrestrischen Ökosystemen. Konzeption, Durchführung und Beurteilungsmaßstäbe im Rahmen von Genehmigungs-verfahren. *Z Umweltchem Ökotox* 13: 5-12.
- Lazorchak J., Hill B., Brown B., McCormick F., Engle V., Lattier D., Bagley M., Griffith M., Maciorowski A., Toth G. 2003. USEPA biomonitoring and bioindicator concepts needed to evaluate the biological integrity of aquatic systems. *En: Bioindicators & Biomonitors. Principles, Concepts and Applications*. Markert, Breure, Zechmeister (eds), Elsevier, Amsterdam, 831-874.
- Lepp N.W., Madejon P. 2007. Cadmium and zinc in vegetation and litter of a voluntary woodland that has developed on contaminated sediment-derived soil. *J. Env. Quality*, 36: 1123-1131.
- Lewis R.A., Stein N., Lewis C.W. 1983. Environmental Specimen Banking and Monitoring as Related to Banking. Proc. Int. Workshop Saarbrücken, 10-15 May 1982. Martinus Nijhoff Publ. 358 pp.
- Li H.F., McGrath S.P., Zhao F.J. 2008. Selenium uptake, translocation and speciation in wheat supplied with selenate or selenite. *New Phytologist*, 178: 92-102.
- Lieth H. 1998. Ecosystem principles for ecotoxicological analyses. *En: Ecotoxicology - ecological fundamentals, chemical exposure and biological effects*. Schüürmann, Markert (eds.), John Wiley & Sons and Spectrum Akademischer Verlag, New York, Stuttgart, pp. 17-73.
- Likens G.E., Bormann F.H., Pierce R.S., Eaton J.S., Johnson N.M. 1977. *Bio-geochemistry of a forested ecosystem*. Springer Berlin.
- Loppi S., Bonini I. 2000. Lichens and mosses as biomonitors of trace elements in areas with thermal springs and fumarole activity (Mt. Amiata, central Italy). *Chemosphere* 41: 1333-1336.
- Luepke N.P. 1979. *Monitoring Environmental Materials and Specimen Banking*. The Hague, Boston, London.

- Lux A., Šottníková A., Opatrná J., Greger M. 2004. Differences in structure of adventitious roots in *Salix* clones with contrasting characteristics of Cd accumulation and sensitivity. *Physiologia Plantarum* 120: 537-545.
- Marcovecchio J.E., Ferrer L.D. 2005. Distribution and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Bahía Blanca estuary, Argentina. *J. Coast. Res.* 21: 826-834.
- Marcovecchio J.E., Obenat S.M., Pérez A., Moreno V.J. 1986. Total mercury and lead contents in the biota at Mar Chiquita coastal lagoon, Province of Buenos Aires, Argentine Republic. *J. Shoreline Manag.* 2: 207-222.
- Marcovecchio J.E., Freije R.H., De Marco S.G., Gavio M.A., Ferrer L.D., Andrade S., Beltrame M.O., Asteasuain R.O. 2006. Seasonality of hydrographic variables in a coastal lagoon: Mar Chiquita, Argentina. *Aq. Cons. Mar. & Freshwater Ecosyst.* 16: 335-347.
- Markert, B. 1993. *Plants as Biomonitors – indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. VCH, Weinheim.
- Markert B., Weckert V. 1993. Time-and-site integrated long-term biomonitoring of chemical elements by means of mosses. *Toxicol. Env. Chem.* 40: 43-56.
- Markert B. 1994. The Biological System of the Elements (BSE) for terrestrial plants (glycophytes), *Sci. Tot. Env.* 155: 221-228.
- Markert B. 1996. *Instrumental Element and Multi-Element Analysis of Plant Samples*. Wiley-VCH, Weinheim.
- Markert B., Oehlmann J., Roth M. 1997. General aspects of heavy metal monitoring by plants and animals. *En: Environmental Biomonitoring - Exposure Assessment and Specimen Banking*, Subramanian, Iyengar (Eds.). ACS Symp. Ser. 654. Am. Chem. Soc., Washington DC.
- Markert B., Wappelhorst O., Weckert V., Herpin U., Siewers U., Friese K., Breulmann G. 1999. The use of bioindicators for monitoring the heavy metal status of the environment. *J. Radioanalytical and Nuclear Chem.* 240: 425-429.
- Markert B., Fraenzle S., Fomin A. 2002. From the Biological System of the elements to Biomonitoring. *En: Elements and Their Compounds in the Environment*, Merian, Anke, Ihnat, Stoeppeler (Eds) 2nd ed., Wiley-VCH, Weinheim.
- Markert B., Breure A., Zechmeister H. 2003.a. *Bioindicators and Biomonitors. Principles, Concepts and Applications*. Elsevier, Amsterdam.
- Markert B., Breure A., Zechmeister H. 2003.b. Definitions, Strategies and Principles for Bioindication / Biomonitoring of the Environment. *En: Bioindicators and Biomonitors. Principles, Concepts and Applications*. Markert, Breure, Zechmeister (Eds.), Elsevier, Amsterdam, 3-39.
- Markert B. 2007. Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. *J Trace Elements in Medicine and Biology* 21: 77-82.
- Markert B., Wuenschmann S., Fränzle S., Wappelhorst O., Weckert V., Breulmann G., Djingova R., Herpin U., Lieth H., Schroeder W., Siewers U., Steiness E., Wolterbeek B., Zechmeister H. 2008. On the road from environmental biomonitoring to human health aspects: Monitoring atmospheric heavy metal deposition by epiphytic/epigeic plants: Present status and future needs. *Int. J. Environment and Pollution* 32: 486-498.
- Marmiroli N., Maestri E. 2008. Health implications of trace elements in the environment and the food chain. *En: Trace Elements – Nutritional Benefits, Environmental Contamination, and Health Implications*. Prasad (Ed.), Wiley & Sons, 23-54
- Marquard H., Schaefer, S. 2004. *Lehrbuch der Toxikologie*, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH Stuttgart, 1348 pp.
- Matthiessen P. 2003. Critical assessment of international marine monitoring programmes for biological effects of contaminants in the North-East Atlantic area. *En: Bioindications & Biomonitors. Principles, Concepts and Applications*. Markert, Breure, Zechmeister H. (Eds), Elsevier, Amsterdam, 917-939.
- Mench M., Vangronsveld J., Beckx C., Ruttens A. 2006. Progress in assisted natural remediation of an arsenic contaminated agricultural soil. *Env. Poll.* 144: 51-61.
- Mueller P. 1980. *Biogeographie*. UTB, Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- Mueller P. 1974. Beiträge der Biogeographie zur Geomedizin und Ökologie des Menschen. *Fortschritte der geomedizinischen Forschung, Geographische Zeitschrift, Beihefte*, 88-109.
- Oehlmann J., Markert B. 1997. *Humantoxikologie. Eine Einführung für Apotheker, Ärzte, Natur- und Ingenieurwissenschaftler*. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH, Stuttgart.
- Pacheco A.M.G., Freitas M.C., Reis M.A. 2003. Trace-element measurements in atmospheric biomonitors – a look at the relative performance of INAA and PIXE on olive-tree bark. *Nuclear Instr. and Meth. in Phys. Res. A* 505: 425-429.

- Parris K. 2003. Some concepts and future developments: developing agri-biodiversity indicators as a tool for policy makers. *En: Bioindicators & Biomonitoring. Principles, Concepts and Applications*. Markert, Breure, Zechmeister (Eds), Elsevier, Amsterdam, 797-829.
- Pla R.R., Moreno M.A., Adler M. 2000. The use of biomonitoring and neutron activation analysis in the study of air pollution of Buenos Aires city. *En: Biomonitoring of Atmospheric Pollution (with Emphasis on Trace Elements)*. BioMAP. IAEA (Eds). Lisboa., 122-128.
- Poschenrieder C., Allué J., Tolra R., Llugany M., Barcelo J. 2008. Trace elements and plant secondary metabolism: Quality and efficacy of herbal products. *En: Trace Elements – Nutritional Benefits, Environmental Contamination, and Health Implications*. Prasad (Ed.) ,Wiley & Sons, 99-120.
- Prasad M.N.V. 2008. *Trace Elements as Contaminants and Nutrients. Cosequences in Ecosystems and Human Health*. Wiley & Sons.
- Quartacci M.F., Irtelli, B., Baker, A.J.M., Navari-Izzo, F. (2007) The use of NTA and EDDS for enhanced phytoextraction of metals from a multiply contaminated soil by *Brassica carinata*. *Chemosphere* 68 (10), 1920-1928.
- Quevauviller P., Maier E.A.1999. Interlaboratory studies and certified reference materials for environmental analysis-The BCR approach. Amsterdam, Elsevier. 788pp
- Quevauviller P., Borchers U., Thompson C., Simonart T. 2008. *The Water Framework Directive. Ecological and Chemical Status Monitoring Water Quality Measurements*. Wiley & Sons.
- Renella G., Mench M., Van der Lelie D., Pietramellara G., Ascher J., Ceccherini M.T., Landi L., Nannipieri P. 2004. Hydrolase activity, microbial biomass and community structure in long-term Cd-contaminated soils. *Soil Biol. Biochem.* 36: 443-451.
- Rasemann W., Markert B. 1998. Industrial Waste Dumps–Sampling and analysis. *En: Encyclopedia of environmental analysis and Remediation, Vol. 4*, Meyers (ed). Wiley & Sons, 2356-2373.
- Rezek J., in der Wiesche C., Mackova M., Zadrazil F., Macek T. 2008. The effect of ryegrass (*Lolium perenne*) on decrease of PAH content in long term contaminated soil. *Chemosph.* 70: 1603-08.
- Roots E.F.1992. Environmental Information - A step to knowledge and understanding. *Env. Monit. Ass.* 50: 87-94.
- Roots,E.F. 1996. Environmental Information-Autobahn or maze? *En: Global monitoring of terrestrial ecosystem*. Schroeder, Fraenzle, Keune, Mandy(eds) Ernst & Sohn GmbH, Berlin, 3-31.
- Roszbach M., Schlodt J.D., Ostapczuk P. 1992. *Specimen Banking, Environmental Monitoring and Modern Analytical Approaches*. Springer, Berlin, 991pp.
- Rutgers M., Van't Verlaat I., Wind B., Posthuma L., Breure A.M. 1998. Rapid method for assessing pollution-induced community tolerance in contaminated soil. *Env. Toxic. Chem.* 17: 2210-19.
- Saiki M., Chaparro C.G., Vasconcellos M.B., Marcelli M.P.1997. Determination of trace elements in lichens by instrumental neutron activation analysis. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 217: 111-115.
- Schroeder P., Navarro-Avino J., Azaiz H., Golan-Goldhirsh A., Di Gregorio S., Komives T., Langergraber G., Lenz A., Maestri E., Memon A.R., Ranalli A., Sebastiani L., Smrcek S., Vanek T., Vuilleumier S., Wissing F. 2007. Using phytoremediation technologies to upgrade waste water treatment in Europe. *Env. Sci. Poll. Res.* 14: 490-497.
- Schroeder P., Daubner D., Maier H., Neustifter J., Debus R. 2008.a. Phytoremediation of organic xenobiotics – Glutathione dependent detoxification in *Phragmites* plants from European treatment sites. *Biores. Technol.* 99: 7183-97.
- Schroeder P., Herzig R., Bojinov B., Ruttens A., Nehnevajova E., Stamatiadis S., Memon A., Vassilev A., Caviezel M., Vangronsveld J. 2008.b. Bioenergy to save the world–Producing novel energy plants for growth on abandoned land. *Env. Sci. Poll. Res.* 15: 196-204.
- Schroeder W., Fraenzle O., Keune H., Mandy P.1996. *Global Monitoring of Terrestrial Ecosystems*. Ernst & Sohn Verlag, Berlin.
- Schroeder W., Hornsmann I., Pesch R., Schmidt G., Fraenzle S., Wuenschmann S., Heidenreich H., Markert B. 2008 Moosmonitoring als Spiegel der Landnutzung? Stickstoff- und Metallakkumulation zweier Regionen Mitteleuropas. *Z. Umweltchem. Ökotox.* 20: 62-74.
- Schweinfurth U. 1974. Geoökologische Überlegungen zur geomedizinischen Forschung. Fortschritte der geomedizinischen Forschung, *Geographische Zeitschrift*, Beihefte, 30-43.
- Schwitzguébel J.P., Braillard S., Page V., Aubert S. 2008. Accumulation and transformation of sulfonated aromatic compounds by higher plants–Toward the phytotreatment of wastewater from dye and textile industries. *En: Ch.16. Sulfur Assimilation and Abiotic Stress in Plants*. Khan, Singh, Umar S.(Eds.). Springer Verlag, 335-353.
- Shtangeeva I., Ayrault S., Jain J. 2005. Thorium uptake by wheat at different stages of plant growth. *J. Env. Radioact.* 81: 283-293.

- Siewers U., Herpin U. 1998. Schwermetalleinträge in Deutschland. Moos-Monitoring 1995/96. *Geol. Jb. Sonderheft SD 2*: 1-200, Hannover.
- Siewers U., Herpin U., Strassburg S. 2000. Schwermetalleinträge in Deutschland. Teil 2: Moos-Monitoring 1995/1996. *Geol. Jb. Sonderheft SD 3*: 1-121, Hannover.
- Smeets K., Ruytinx J., Van Belleghem F., Semane B., Lin D., Vangronsveld J., Cuypers A. 2008. Critical evaluation and statistical validation of a hydroponic culture system for *Arabidopsis thaliana*. *Plant Phys. Biochem.* 46: 212-218.
- Smodis B. 2003. IAEA approaches to assessment of chemical elements in atmosphere. *En: Bioindicators and Biomonitoring. Principles, Concepts and Applications*. Markert, Breure, Zechmeister (Eds.). Elsevier, Amsterdam, 875-902.
- Stoepler M., Duerbeck H.W., Nuernberg H.W. 1982. Environmental specimen banking. *Talanta* 29, 963-967.
- Stoepler M., Zeisler R. 1993. Biological environmental Specimen Banking. *Sci.Tot. Env. Sp.Iss.*:139-140.
- Suchara I., Sucharova J., Hola M. 2007. Bio-Monitoring of the atmospheric deposition of elements using moss analysis in the Czech Republic. *Acta Pruhoniana* 87: 186 pp.
- Toelg G. 1976. Spurenanalyse der Elemente–Zahlenlotto oder exakte Wissenschaft. *Naturwissensch.* 63: 99-110.
- Trapp S., Feifcová D., Rasmussen N.F., Bauer-Gottwein P. 2008. Plant uptake of NaCl in relation to enzyme kinetics and toxic effects. *Env. Exper. Bot.* 64: 1-7.
- Vtorova V., Kholopova L., Markert B., Leffler U. 2001. Multi-Elemental Composition of Tropical Plants and Bioindication of the Environmental Status. *En: Biogeochemistry and Geochemical Ecology. Selected Present. 2nd Russian Sch. of Thought Geochem. Ecol.* 1999, Moscow, 177-189.
- Vutchkov M. 2001. Biomonitoring of air pollution in Jamaica through trace-element analysis of epiphytic plants using nuclear and related analytical techniques. *En: Co-ordinated research project on validation and application of plants as biomonitors of trace element atmospheric pollution, analyzed by nuclear and related techniques*. IAEA, NAHRES-63, Vienna.
- Verbruggen N., Hermans Ch., Schat H. 2008. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation and tolerance in plants. *New Phytol.* DOI: 10.1111/j.1469-8137.2998.02748x
- Verkleij J.A.C. 2008. Mechanisms of metal hypertolerance and (hyper)accumulation in plants. *Agrochimica* 52: 167-188.
- Wagner G. 1992. Einsatzstrategien und Meßnetze für die Bioindikation im Umweltmonitoring. *Ecoinforma*, Bayreuth, 1-8.
- Warren A., Harrison C.M. 1984. People and the ecosystem. Biogeography as a study of ecology and culture. *Geoforum* 15: 365-381.
- Wittig R. 1993. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. *En: Plants as biomonitors - Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. Marker(ed.). VCH, Weinheim*, 3-27.
- Wolterbeek H.T., Kuik P., Verburg T.G., Herpin U., Markert B., Thöni L. 1995. Moss interspecies comparisons in trace element concentrations. *Env. Monit.Ass.* 35: 263-286.
- Wolterbeek B. 2002. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Env. Poll.* 120: 11-21.
- Wuenschmann S., Oehlmann J., Delakowitz B., Markert B. 2001. Untersuchungen zur Eignung wildlebender Wanderratten (*Rattus norvegicus*) als Indikatoren der Schwermetallbelastung, Teil 1. *UWSF-Z Umweltchem Ökotox* 13: 259-265.
- Wuenschmann S., Oehlmann J., Delakowitz B., Markert B. 2002. Untersuchungen zur Eignung wildlebender Wanderratten (*Rattus norvegicus*) als Indikatoren der Schwermetallbelastung, Teil 2. *UWSF-Z Umweltchem Ökotox* 14: 96-103.
- Wuenschmann S., Fränze S., Markert B., Zechmeister H. 2008. Input and transfer of trace metals from food via mothermilk to the child: Bioindicative aspects to human health. *En: Ch.22.Trace Elements–Nutritional Benefits, Env. Cont., and Health Implications*. Prasad (Ed.). Wiley, 555-592.
- Zechmeister H.G., Dullinger S., Hohenwallner D., Riss A., Hanus-Illy Scharf S. 2007. Pilot study on road traffic emissions (PAHs, heavy metals) measured by using mosses in a tunnel experiment, Austria. *Env. Sci. Poll. Res.* 13: 398-404.

CAPÍTULO 13.A

BIOINDICADORES DE CONTAMINACIÓN (MOLUSCOS-BIVALVOS)

Susana Villanueva, Alfonso Vázquez Botello.

Introducción

Los indicadores biológicos son atributos de los sistemas que se emplean para descifrar factores de su ambiente. Inicialmente, se utilizaron especies o asociaciones de éstas como indicadores y, posteriormente, comenzaron a emplearse también atributos correspondientes a otros niveles de organización del *ecosistema*, como poblaciones, comunidades, etc., lo que resultó particularmente útil en estudios de contaminación.

Las especies indicadoras son aquellos organismos (o restos de los mismos) que ayudan a descifrar cualquier fenómeno o acontecimiento actual (o pasado) relacionado con el estudio de un ambiente. Las especies tienen requerimientos físicos, químicos, de estructura del habitat y de relaciones con otras especies. A cada especie o población le corresponden determinados límites de estas condiciones ambientales entre las cuales los organismos pueden sobrevivir (límites máximos), crecer (intermedios) y reproducirse (límites más estrechos). Las especies bioindicadoras deben ser, en general, abundantes, muy sensibles al medio de vida, fáciles y rápidas de identificar, bien estudiadas en su ecología y ciclo biológico, y con poca movilidad.

En oceanografía los bioindicadores se utilizan en estudios de hidrología, geología, transporte de sedimentos, cambios de nivel oceánico, o presencia de peces de valor económico. Los indicadores hidrológicos son organismos mediante los cuales se pueden diferenciar las distintas masas de agua de mar (masas que difieren en sus características físicas, químicas, de flora y fauna, y que se caracterizan, en general, por su temperatura y salinidad) y determinar sus movimientos. Los organismos pueden ser usados como sensores de una masa de agua, requiriéndose que sean fuertemente estenoicos para que no sobrevivan a condiciones diferentes a las de la masa de agua que caracterizan, o bien como trazadores de una corriente, si son más o menos resistentes a los cambios ambientales y sobreviven en condiciones diferentes, indicando la extensión de una corriente que puede atravesar varias masas de agua. Estos métodos biológicos son más útiles que las determinaciones físicas o químicas especialmente en las zonas marginales, de cambio, y, además, informan sobre el grado de mezcla de dos tipos de agua en las zonas intermedias.

La utilización de organismos vivos como indicadores de contaminación es una técnica bien reconocida. La composición de una comunidad de organismos refleja la integración de las características del ambiente sobre cierto tiempo, y por eso revela factores que operan de vez en cuando y pueden no registrarse en uno o varios análisis repetidos. La presencia de ciertas especies es una indicación relativamente fidedigna de que durante su ciclo de vida la polución no excedió un umbral.

Los indicadores de contaminación por desechos industriales generalmente son resistentes a la falta total o parcial de oxígeno, la baja intensidad de luz, etc. Los monitoreos

biológicos son muy útiles, ya que, por ej., la acumulación de metales en organismos acuáticos puede ser 10 millones de veces mayor a la del ambiente donde viven.

El uso de organismos indicadores de contaminación requiere conocer las tolerancias ecológicas y los requerimientos de las especies, así como sus adaptaciones para resistir contaminantes agudos y crónicos. La mayoría de los estudios estiman características estructurales a diferentes niveles de organización, como cambios en la estructura celular, o en la diversidad de especies, pero, más recientemente, se han incluido características funcionales, como producción y respiración.

Los resultados del estudio de las especies indicadoras de niveles de calidad de agua son más inmediatos, pero requieren un profundo conocimiento para identificar los organismos y sólo son adecuados para las condiciones ecológicas y características regionales; mientras que los resultados numéricos de los estudios de estructura de comunidades, si bien requieren su interpretación ecológica, demandando más tiempo, son independientes de las características geográficas regionales y tienen aplicabilidad aún con informaciones sistemáticas y ecológicas deficientes. En las evaluaciones de riesgo ecológico se ha propuesto el uso de indicadores de conformidad, de diagnóstico, y tempranos de daño.

Moluscos como centinelas

Los moluscos son un grupo muy diverso. Se encuentran tanto en desiertos y zonas polares, como en trópicos y grandes profundidades oceánicas. Sin embargo, es en las lagunas litorales tropicales donde alcanzan su máxima diversidad y función. Los hay desde consumidores primarios en las redes tróficas, tanto de herbívoros como de detritívoros, hasta depredadores de segundo nivel y parásitos especializados. Existen especies sumamente especializadas, así como especies oportunistas, lo que se manifiesta en diferentes respuestas a las modificaciones del hábitat y la contaminación.

Las respuestas a la contaminación pueden advertirse tanto en individuos como en poblaciones y pueden ser manifestación de modificaciones en comportamiento, fisiología o simple tolerancia o intolerancia a los contaminantes. Dadas las diversas respuestas tanto de individuos como de poblaciones, se han empleado diferentes grupos de moluscos como indicadores de contaminación, sea, por la desaparición de especies estenobióticas, el predominio de especies euribióticas, o por su capacidad de acumular contaminantes, o bien, en procesos de bioacumulación a lo largo del ciclo de vida del organismo, o biomagnificación a través de las cadenas tróficas.

La tolerancia y adaptabilidad de los moluscos, en particular algunos bivalvos, los han situado como los organismos preferidos en el monitoreo de la presencia de contaminantes e indicadores de la calidad de los ecosistemas. Los bivalvos como filtradores y algunos gasterópodos como herbívoros responden, cada uno, a una fracción particular del cuerpo de agua (Conti y Cecchetti, 2003).

Respuestas de los moluscos a la contaminación.

Fuga y atracción. La movilidad de los gasterópodos les permite evadir condiciones adversas del ambiente y fuentes puntuales de contaminación (Villarreal y Lozada, 2004), pero

en ocasiones son atraídos hacia éstas, en particular cuando las cargas de materia orgánica son altas, exponiéndose así a otros contaminantes, como es el caso de las marinas, donde son atraídos por los desperdicios de alimentos que se arrojan sobre la borda de los botes o por los organismos incrustantes de las estructuras, tanto fijas como flotantes, exponiéndose así a diversos contaminantes, entre los que destaca el Tributyltin estaño, (TBT) (Horiguchi et al., 2004).

Los bivalvos han demostrado un cierto grado de evasión. Los mejillones *Dreissena polymorpha* y *Mytilus edulis* se liberan de su biso cuando se ven sometidos a agentes irritantes, permitiendo ser arrastrados por las corrientes (Gundacker, 1994; Almeida et al., 2003), al igual que algunos bivalvos de la zona litoral que aprovechan las corrientes litorales y el oleaje para reubicarse (Van Eps, 1982).

Asimismo, es bien conocida su capacidad de aislarse por varias horas con el cierre hermético de las valvas, cuando las condiciones ambientales se vuelven adversas, habiéndose demostrado este comportamiento tanto ante el estímulo de factores naturales como antropogénicos (Loosanoff y Tommers, 1948; Loosanoff, 1962; Galtsoff, 1964).

Tolerancia. Klerks y Weis (1987) hicieron una revisión profunda de la persistencia de poblaciones de moluscos en aguas contaminadas. Para ello identificaron 3 estrategias: tolerancia, aclimatación y adaptación, las que pueden adquirirse por la exposición a concentraciones subletales durante etapas previas de la vida de los organismos. De acuerdo con estos autores, las poblaciones pueden haber evolucionado resistencia genética por medio de selección natural de individuos con resistencias diferenciales. Esta tolerancia se manifiesta en la composición de las comunidades en los ecosistemas contaminados.

Los niveles de tolerancia varían con el tipo de contaminante, su concentración y la presencia de otros contaminantes. Apparently existe una aclimatación no sólo para tolerar mayores concentraciones cuando han estado expuestos, sino que también se crea una permeabilidad que restringe el ingreso, como lo demostraron Frazier y George (1983) para *Ostrea edulis*. Esta especie, cuando proviene de ambientes limpios, acumula Cd al doble de velocidad que los ejemplares provenientes de ambientes contaminados. Pero esta tolerancia afecta en una u otra forma al organismo. Weis et al. (1987) demostraron que organismos resistentes a los metales son más susceptibles a otros tipos de presiones ambientales, resultado de modificaciones o debilidad fisiológicas.

Sobrevivencia. Sorprende la tolerancia a la contaminación de algunos moluscos que se encuentran en ambientes donde otros grupos ya han desaparecido. Los estudios de Franco et al. (2002) registran cambios en el predominio de especies entre ostiones y mejillones de 1:5 a 4:1 ostiones por mejillón. Por el contrario, otros autores registran una alarmante pérdida de biodiversidad en los cuerpos de agua dulce del sur de los Estados Unidos y norte de México.

Según Williams et al. (1993) el norte de México y sur de los Estados Unidos, presentan la más alta biodiversidad de moluscos de agua dulce en el mundo, así como el mayor porcentaje de especies en peligro de extinción, siendo el grupo más amenazado el de los mejillones de agua dulce (Nott et al., 1995; Bogan, 1993). Sin embargo, Gillies et al. (2002) registran tasas de extinción para gasterópodos mayores a las de los bivalvos. De las 42

especies registradas para Norteamérica se consideran extintos 2 géneros. Con una pérdida del 54% de las especies en 4 años en algunos cuerpos de agua.

Comportamiento. Es bien conocida la capacidad de los bivalvos para sobrevivir en la zona intermareal, donde están sujetos a frecuentes periodos de desecación, cambios de salinidad, temperatura y fuertes cargas de sedimentos. Cuando cualquiera de estos factores se vuelve intolerante, los bivalvos lo sobrellevan cerrando sus valvas y modificando su proceso respiratorio con un incremento del ácido láctico en la hemolinfa y modificando la acidez del líquido intervalvar (Galtsoff, 1964). Un proceso fisiológico similar han demostrado Suresh y Mohandas (1987 en Lewis, 1990), como respuesta a la reducción en las tasas de filtración por exceso de cobre en el ambiente, asociado a una disminución en la tasa de captación de oxígeno. Tal tasa de filtración está asociada a una menor actividad ciliar en respuesta al incremento en los niveles de contaminantes (Abel, 1976; Almeida et al., 2003).

Las respuestas en comportamiento pueden también ser una manifestación de cambios fisiológicos inducidos por los contaminantes, ya sea en forma directa, o indirectamente, modificando los niveles de serotonina y dopamina que tienen un efecto sobre el tono muscular y el ciclo reproductor (Almeida et al., 2003).

Bioacumulación. Diferentes especies han manifestado diferentes respuestas para cada tipo de contaminante. En términos generales, la bioacumulación y biomagnificación se dan cuando los contaminantes no interfieren con procesos vitales o las concentraciones son suficientemente bajas para permitir la tolerancia, aclimatación o adaptación del organismo.

Asimismo, la bioacumulación depende de la biodisponibilidad del contaminante: 1) la movilización de los metales en las aguas intersticiales y su especiación química; 2) transformación (p. ej., metilación) de metales como As, Hg, Pb y Sn; 3) control ejercido por los componentes de los sedimentos (p. ej., óxido de hierro y materia orgánica); 4) competencia entre metales, como Cu, Ag, Zn y Cd por posiciones de ingreso en los organismos, y 5) los efectos de la bioperturbación, salinidad, coeficiente de redox y pH.

Los metales se toman o se toleran selectivamente. Baudo (en Lewis, 1990) encontró acumulación de Cu en ostiones, pero no en su depredador perforador el gasterópodo *Urosalpinx cinerea*.

También existe una distribución diferencial en los tejidos; Horiguchi et al. (2004) encontraron diferentes concentraciones de TBT (tributilestaño) en los tejidos de bivalvos, con biomagnificación hasta de 10 000 veces los valores en el agua.

Efectos en el metabolismo. Algunos contaminantes se incorporan a los ciclos metabólicos causando daños fisiológicos y morfológicos en los organismos, otros se tratan con estrategias fisiológicas modificadas. Frecuentemente hay evidencias de estrés. Almeida et al. (2003) registran cambios en los niveles de 5HT (serotonina) y DOPA, tanto en la glándula digestiva como en el tejido muscular de *Perna perna* expuestos a metales. Asimismo, registran que los incrementos de DOPA en bivalvos pueden asociarse con diferentes presiones ambientales. DOPA produce relajación del músculo liso en *Mytilus edulis*, pero lo contrario, contracción del músculo aductor, en *Anodonta cygnea*, siendo además un precursor en la formación del periostraco, en tanto que la serotonina induce la relajación muscular en mejillones, y tiene

además una función regulatoria en el ciclo reproductor (Almeida et al., 2003). De la misma manera, Suresh y Mohandas (1987 en Lewis, 1990) proponen los cambios de ácido láctico en la hemolinfa de los bivalvos como indicador de la respuesta de los organismos a presiones ambientales. La presencia de metales pesados induce el incremento de poros en la membrana subcelular del tracto digestivo, lo que se interpreta como una reacción al estrés (Knigge et al., 2002).

Los metales se han asociado con una serie de modificaciones y adaptaciones fisiológicas en los moluscos, lo que les permite su tolerancia y bioacumulación selectiva, tanto entre especies como entre los diferentes tejidos. El incremento en la tolerancia a los metales se asocia con la inducción de proteínas afines a los metales (Roesijadi, 1986; Viarengo et al., 1988a en Lewis, 1990), modificando la naturaleza y contenido de proteínas en los tejidos (Shapiro y Zvezdovskaya, 1986 en Lewis, 1990), conjuntamente a un incremento en metalotioneína, agente de enlace (Steinert y Pickwell, 1988 en Lewis, 1990).

Como medio para identificar las fuentes de contaminación en los estuarios de Australia, Lincon-Smith y Cooper (2002) emplearon las diferentes concentraciones de metales en ostiones. En 1985 se inició en los Estados Unidos de América el programa Mussel Watch que tenía como objetivo el monitoreo de la calidad de los cuerpos de agua interiores y costeros a través del estado de salud y presencia de contaminantes en diferentes bivalvos: *Mytilus edulis* y *Crassostrea virginica* en la costa del este, *C. virginica* en la del Golfo, *C. rhizophorae* en el Caribe, *M. edulis* y *M. californianus* en la costa oeste y en Alaska, y el mejillón zebra, *Dreissena polymorpha*, en los Grandes Lagos. Este programa se extendió a otros países del mundo con técnicas de muestreo y evaluación de poblaciones y el análisis estandarizado para la determinación de los diferentes tipos de contaminantes en tejidos orgánicos.

El proyecto original se diseñó para monitorear el estado y cambios temporales en metales y contaminantes orgánicos, incluidos hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's) bifeniles policlorinados (PCB's), plaguicidas y metales traza. Pero también para el monitoreo del estado de salud de las poblaciones de bivalvos (NOAA, 2004). Además, en todo el mundo se ha convertido en un riesgo para la salud el consumo de bivalvos, dada su capacidad de bioacumulación, no sólo de los contaminantes mencionados, sino también de bacterias y patógenos de origen humano, así como de ficotoxinas (Richards, 2003); lo cual ha llevado a la creación de un programa mundial de monitoreo de ficotoxinas, producto de marea roja, auspiciado por la UNESCO.

La determinación de los contaminantes en los tejidos de los moluscos es un indicador indiscutible de su presencia en el medio, en particular cuando sus concentraciones no son constantes o muy elevadas y su detección en agua o sedimentos se dificulta. Asimismo, la disminución en el potencial reproductor, estado fisiológico o índice de condición de las poblaciones son indicadores de la presencia de contaminantes. Se ha visto que la acumulación de los contaminantes es selectiva y por lo tanto, no todo contaminante puede advertirse a través de los análisis de moluscos. Sin embargo, hay otros indicadores ambientales que pueden servir para la determinación de impacto ambiental por contaminación y diferentes actividades humanas; esto es, a través de los cambios en la estructura de una población de moluscos, ya sea por predominio o por debilitamiento debido a un desequilibrio en las capacidades de competencia en la comunidad. Lo cual puede lograrse mediante los siguientes mecanismos: 1. Reducción del predominio de una población por a) pérdida de competencia, b) disminución de

presa (Gasterópodos), c) incremento en depredación, d) incremento en parasitismo y e) disminución en la capacidad reproductora. 2. Predominio de una población por a) relajamiento de la competencia, b) relajamiento en la depredación, c) incremento en presa. Tales factores deben ser estudiados con relación al efecto de la contaminación y el comportamiento de las comunidades, ya que al tomar una población como indicador del estado de salud de un cuerpo de agua se pueden estar registrando señales erróneas de buena salud por el incremento de una especie altamente tolerante o adaptada a la contaminación y que por otro lado pudiera estar llevando a modificaciones en la estructura de las comunidades, con la consecuente pérdida de biodiversidad.

Los metales esenciales como el zinc y el cobre, son requeridos por los sistemas biológicos como componentes estructurales y catalíticos de proteínas y enzimas; así como cofactores esenciales para el crecimiento y el desarrollo normal de los organismos. En exceso, estos micronutrientes y otros metales pesados relacionados como el cadmio, el mercurio y el plomo, pueden ser extremadamente tóxicos para las células (Vallee y Ulmer, 1972; Visviki y Rachlin, 1994 a, b). Los efectos tóxicos de los metales no esenciales son probablemente causados por la tendencia que tienen de sustituir al cobre y el zinc y por competir eficientemente por los ligandos específicos de estos cationes dentro de la célula. De encontrarse a altas concentraciones, estos metales pueden unirse a ligandos no específicos de los iones metálicos, ocupando así espacios celulares o receptores cuya función es bloqueada por la presencia de esos metales (Viarengo, 1989; Viarengo y Nott, 1993).

Entre los posibles mecanismos de tolerancia que los organismos acuáticos han podido desarrollar para enfrentar el exceso de metales en sus células, se encuentran: (1) unión del metal a la pared celular impidiendo su entrada al interior de la célula; (2) reducción del transporte a través de la membrana celular; (3) incremento en la salida o reflujo de metales hacia el exterior celular; (4) compartimentalización del metal una vez que entra en la célula, almacenándolo en estructuras lisosomales o vacuolares, eliminándolo así del resto de las actividades celulares; (5) formación de complejos con proteínas (metalotioninas), compuestos orgánicos (citrato, malato, aminoácidos) o inorgánicos (sulfuros), de manera de atrapar el metal disminuyendo su concentración en forma libre en la célula; (6) síntesis de proteínas o metabolitos de estrés, protectoras o reparadoras de los daños celulares producidos por el metal; y (7) formación de precipitados insolubles en forma de gránulos de Ca/Mg o Ca/S (Tomsett y Thurman, 1988; Simkiss y Taylor, 1989; Viarengo y Nott, 1993).

REFERENCIAS

- Abel P.D. 1976. Effect of some pollutants on the filtration rate of *Mytilus*. *Mar. Poll. Bull.* 7: 228–231.
- Almeida E.A., Bainy A. C. Medeiros H.G., Di Mascio P. 2003. Effects of trace metal and exposure to air on serotonin and dopamine levels in tissues of the mussel *Perna perna*. *Mar. Poll. Bull.* 46:1485–90.
- Bogan A. E. 1993. Freshwater bivalve extinctions (Mollusca: Unionoida): a search for causes. *American Zoologist* 33: 599–609.
- Conti M. E., Cecchetti G. 2003. A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. *Env. Res.* 93: 99–112.
- Franco J., Borja A., Solaun O., Pérez V. 2002. Heavy metals in molluscs from the Basque Coast (Northern Spain): results from an 11-year monitoring program. *Mar. Poll. Bull.* 44: 956–976.

- Frazier J. M., George S.G. 1983. Cadmium kinetics in oysters— A comparative study of *Crassostrea gigas* and *Ostrea edulis*. *Mar. Biol.* 76: 55–61.
- Galtsoff P. S. 1964. The American oyster *Crassostrea virginica* Gmelin. US Department of the Interior *Fishery Bulletin* 64: 1–480.
- Gillies R. R., Brim-Box J., Symanzik J., Rodemaker E.J. 2002. Effects of urbanization on the aquatic fauna of the Line Creek Watershed, Atlanta – A satellite perspective. *Int. J. Rem. Sens.* 23: 3145–66.
- González-Tizón A. Martínez-Lage J., Ausio J., Méndez J.. 2000. Polyploidy in a natural population of mussel, *Mytilus trossulus*. *Genome/Génome* 43: 409–411.
- Gundacker C. 1994. Tissue-specific heavy metal (Cd, Pb, Cu, Zn) deposition in a natural population of the Zebra mussel *Dreissena polymorpha* Pallas. *Chemosphere* 38: 3339–56.
- Horiguchi T., Li Z., Uno S., Shimizu M., Shirashi H., Morita M., Thompson J. A., Levings C.D. 2004. Contamination of organotin compounds and imposex in molluscs from Vancouver, Canada. *Mar. Env. Res.* 57: 75–88.
- Klerks P.L., Weis J.S. 1987. Genetic adaptation to heavy metals in aquatic organisms: a review. *Env. Poll.* 45: 173–205.
- Knigge T., Mann N., Parveen Z., Perry C., Gernhofer M., Triebkorn R., Kohler H.R., Connock M. 2002. Mannosomes: a molluscan intracellular tubular membrane system related to heavy metal stress? *Comp. Biochem. Physiol. Part C* 131: 259–269.
- Lavie B., Nevo, E. 1986. The interactive effects of cadmium and mercury pollution on allozyme polymorphisms in the marine gastropod *Cerithium scabridum*. *Mar. Poll. Bull.* 17: 21–23.
- Lewis A. G. 1990. The biological importance of copper. A literature review. *Final report INCA project No. 223*. <http://scirus.landingzone.nl/other/?q=Type%20y%20our%20own%20search%20here>
- Lincon-Smith M.P., Cooper T.F. 2002. Combining the use of gradients and reference areas to study bioaccumulation in wild oysters in the Hunter River estuary, New South Wales, Australia. *Mar. Poll. Bull.* 48: 873–883.
- Loosanoff V.L. 1962. Effects of turbidity on some larval and adult bivalves. *Proc. of the Gulf and Caribbean Fish. Inst.* 14: 80–95. [
- Loosanoff V.L., Tommers F.D. 1948. Effect of suspended silt and other substances on rate of feeding of oysters. *Science* 107: 69–70.
- Neumann D.O., Lichtenberg D., Gunther K., Tschiersch K., Nover L. 1994. Heat-shock proteins induce heavy-metal tolerance in higher plants. *Planta* 194: 360–367.
- NOAA. 2004. National Status and Trends Program, Mussel Watch. <http://vertigo.hsrl.rutgers.edu/NST.html>
- Nott M.P., Rogers E., Pimm S. 1995. Modern extinctions in the kilo-death range. *Current Biol.* 5: 14–17.
- Reyes G.R. 1999. Las metalotioninas como bioindicadores moleculares de la contaminación por metales pesados en organismos acuáticos. *Interciencia* . 24: 6–11.
- Richards G.P. 2003. The evolution of molluscan shellfish safety. *En: Molluscan shellfish safety*. Proc. 4th Int. Conf. Molluscan Shellfish Safety, Villalba, Regueras, Romalde, Beiras (Eds.) IOC: 221–256.
- Roesijadi G. 1986. Mercury-binding proteins from the marine mussel, *Mytilus edulis*. *Env. Health Persp.* 65: 45–48.
- Simkiss K., Taylor M. 1989. Convergence of cellular systems of metal detoxification. *Mar. Env. Res.* 28 : 211–214.
- Tomsett A., Thurman D. 1988. Molecular biology of metal tolerances of plants. *Plant Cell. Env* 11: 383–94.
- Vallee B., Ulmer D. 1972. Biochemical effects of mercury, cadmium, and lead. *Ann. Rev. Biochem.* 41: 91–127.
- van Eps G.E. 1982. Increase in surf clam populations after hypoxic water conditions off Little Egg inlet, New Jersey. *J. Shellfish Res.* 2: 59 – 64.
- Viarengo A 1989. Heavy metals in marine invertebrates: Mechanisms of regulation a toxicity at the cellular level. *Aquat. Sci.* 1: 295–317.
- Viarengo A., Nott J. 1993. Mechanisms of heavy metal cation homeostasis in marine invertebrates. *Comp. Biochem. Physiol.* 104C: 355–372.
- Villarreal Chávez G., Lozada López E. 2004. Algunos aspectos de la ecología de *Nodilittorina peruviana* (Lamark, 1822) y *N. araucana* (D'Orbigny, 1841) en la costa central de Chile. Resumen. VIII International Congress on Medical and Applied Malacology. Mexico, D.F. 35 p.
- Visviki I., Rachlin W. 1994a. Acute and chronic exposure of *Dunaliella salina* and *Chlamydomonas bullosa* to copper and cadmium effects on growth. *Arch. Env. Comp. Toxicol.* 26: 149–153.

- Visviki I., Rachlin W. 1994b. Acute and chronic exposure of *Dunaliella salina* and *Chlamydomonas bullosa* to copper and cadmium effects on ultrastructure. *Arch. Env. Comp. Toxicol.* 26: 154-162.
- Weis J.S., Renna M., Vaidya S., Weis P. 1987. Mercury tolerance in killifish: a stage specific phenomenon. *En Oceanographic processes in marine pollution*, vol. 1. Biological processes and wastes in the ocean. Capuzzo, Kester (eds.) Krieger, Malabar, Florida. 173–205 p.
- Williams J.D., Warren M., Cummings K., Harris J., Neves R. 1993. Conservation status of freshwater mussels of the United States and Canada. *Fisheries* 18: 6–22.

CAPÍTULO 13.B

BIOMARCADORES

Alfonso Vázquez Botello, Xóchitl Guzmán, Susana Villanueva.

En los ecosistemas acuáticos existe un sinnúmero de agentes estresantes, los cuales entre otros, pueden ser: falta de nutrientes, hipoxia, turbidez, regímenes hidrológicos alterados, sobrepoblación y agentes contaminantes como plaguicidas. La determinación únicamente de la calidad del agua de un ecosistema, generalmente da como resultado datos incompletos, ya sea para cuestiones legales o bien de investigación para entender las bases mecánicas de los efectos sobre los ecosistemas (Rendón von Osten 2005).

La Academia Nacional de Ciencias de Estados Unidos, define un “biomarcador” o marcador biológico como una: “alteración inducida por un xenobiótico en algún componente celular o bioquímico, o bien en un proceso, estructura o función que es medible en un sistema biológico o en una muestra”. Los biomarcadores se clasifican de acuerdo a su exposición, efecto y susceptibilidad (ATSDR 1994).

Biomarcadores de exposición

Se refieren a la presencia de un xenobiótico, a sus metabolitos o al producto de la interacción entre el xenobiótico y una molécula o célula blanco, medible dentro de un compartimento de un organismo (ATSDR 1994).

Biomarcadores de efecto

Se definen como aquellos cambios bioquímicos, fisiológicos, de comportamiento u otras alteraciones en los organismos, que de acuerdo a su magnitud, pueden terminar en una alteración o bien en enfermedad (ATSDR 1994).

Biomarcadores de susceptibilidad

Los biomarcadores de susceptibilidad son parámetros celulares o moleculares que permiten identificar la vulnerabilidad relativa de los organismos ante la exposición a un agente químico, físico o agente infeccioso (ATSDR 1994).

Biomarcadores de plaguicidas en organismos acuáticos

Los organismos acuáticos viven en un medio con el que interaccionan en forma constante, se alimentan, crecen y se reproducen. Su adaptación permitió su desarrollo en ese hábitat y la pertenencia a una cadena trófica en un ecosistema (Romano 1999). Los ecosistemas acuáticos, tradicionalmente han sido el vehículo y depósito final característico de

un sinnúmero de contaminantes que ingresan por diferentes vías, efluentes domésticos e industriales, aporte de agua de lluvia y agua de riego, o como resultado de derrames accidentales (Martínez-Jerónimo 1991).

En la selección de los biomarcadores para monitoreo de ecosistemas acuáticos, deben de ser considerados los siguientes factores:

- El tipo de organismo en el cual se evalúa el biomarcador: por ejemplo, los moluscos son especies útiles, ya que son sedentarios y a la vez están ampliamente distribuidos; son organismos de fácil muestreo; tiene alta velocidad de filtración, factor que favorece la recaptación y bioconcentración de sustancias tóxicas.
- Correlación entre contaminante y respuesta.
- Correlación entre respuesta y efecto a escala de organismo y población.
- Facilidad de medición de respuesta.
- Especificidad de la respuesta; es decir, si el biomarcador es inducido por un sólo agente químico, un rango restringido de agentes, o bien si es indicador de una respuesta generalizada del organismo al estrés.

En la Tabla 1 se muestran ejemplos de los dos tipos de biomarcadores de exposición para plaguicidas organoclorados y organofosforados :

Plaguicida	Metabolito	Cambio bioquímico
Dicloro-difenil-tricloroetano (DDT)	p-p' Dicloro-difenil-dicloroetano (p-p'-DDE), p-p-DDD	No reportado
Paratión	Paraoxón p-nitrofenol	Depresión en la actividad de acetilcolinesterasa(AChE) en plasma o eritrocitos.
Diazinón	Diazoxón	Depresión en la actividad de acetilcolinesterasa (AChE) en plasma o eritrocitos.

Por otro lado, estudios de biología molecular han revelado diversas proteínas que juegan un papel muy importante en la respuesta celular a daño químico o físico. Dentro de este grupo de proteínas están las proteínas de choque térmico (HSP), proteínas reguladoras del ciclo celular, tales como p53, proteínas reguladoras de ciclos reproductivos, enzimas involucradas en la reparación de DNA, y enzimas que juegan un papel crítico en los procesos de detoxificación, como son las de la familia del citocromo P₄₅₀ (Gupta 2006).

Tilapia como organismo modelo

La tilapia (*Oreochromis spp*) es la especie dulceacuícola con mayor distribución a nivel mundial (Zaitseva 2006). Habita la mayor parte de las regiones tropicales del mundo, donde las

condiciones son favorables para su reproducción y crecimiento. En México los principales estados productores de tilapia son: Veracruz, Michoacán, Sinaloa y Nayarit.

La tilapia se considera una de las especies de peces más apropiados para la acuicultura; ya que las características más importantes de este pez es su gran capacidad para sobrevivir y crecer en condiciones fisicoquímicas variables.

Las características ya descritas, pero principalmente su gran distribución en los cuerpos de agua de México y el mundo, convierten a la tilapia en un buen modelo para estudios de toxicidad y monitoreo de ecosistemas acuáticos (Castaño et al. 2001).

Actividad de acetilcolinesterasa (AChE)

Acetilcolinesterasa (AChE) es la enzima blanco que inhiben los plaguicidas organofosforados. Por lo que el grado de inhibición de esta enzima se relaciona con el efecto tóxico producido por los plaguicidas organofosforados. (Katz, et al. 1997). La AChE es responsable de la hidrólisis de acetilcolina, uno de los principales neurotransmisores. Por lo que la inhibición de esta enzima resulta en la acumulación de acetilcolina y alteración en las señales del sistema nervioso (Nizri et al. 2006).

Otro de los aspectos a considerar, es que los plaguicidas organofosforados, no sólo inhiben la actividad de la AChE, sino que también inhiben a otras colinesterasas como butirilcolinesterasas (BChE) y carboxilesterasa (CbE). La butirilcolinesterasa (BChE), es una esterasa relativamente no específica que hidroliza diversas estereasas de colina incluida la acetilcolina. Esta enzima se encuentra en plasma y tejido de la mayoría de los vertebrados. Mientras que carboxilesterasa (CbE) pertenece a un grupo de enzimas que están presentes en diversos tejidos y pueden hidrolizar un amplio rango de ésteres (Pretti y Cognetti-Varriale 2001).

Uno de los plaguicidas organofosforados más utilizados en México es el malatión, sustancia para la cual se determinó la CL_{50} en tilapia nilótica y el efecto de concentraciones letales y subletales sobre la actividad de AChE en este pez. Los resultados obtenidos mostraron que 4.08 ppm es la concentración necesaria de malatión para provocar el 50% de mortalidad en una población de tilapia.

Estudios realizados sobre el efecto de diazinón a concentración de 7.83 ppm sobre la actividad de AChE presente en músculo de tilapia nilótica, muestran que la exposición aguda del pez a este insecticida, disminuye significativamente la actividad de esta enzima; mientras que en peces control la enzima mostró una actividad de 60 nM/min. En la tilapia nilótica expuesta al plaguicida por 96 h, la actividad enzimática alcanzada fue de 20 nM/min. Lo que significa que el plaguicida provoca una disminución de hasta 40% en la actividad de esta colinesterasa (Girón-Pérez et al. 2007).

Parámetros inmunológicos

Contaminantes como los plaguicidas pueden afectar al sistema inmune de los peces a muy diversos niveles: desde las barreras físicas y el sistema inmune innato, hasta el sistema inmune específico. Así por ejemplo, se ha observado que las branquias de peces muestran una secreción excesiva de mucus cuando hay exposición a malatión (Bols et al. 2001).

Desde hace 20 años existen evidencias experimentales del efecto de los plaguicidas organofosforados sobre el sistema inmune. Los estudios han revelado cambios histopatológicos de los órganos linfoides, así como alteraciones en las distintas células inmunocompetentes (Kacmar et al. 1999).

Enzimas transaminasas

La actividad de las enzimas es reflejo del buen funcionamiento de los órganos de un individuo. Por lo que un incremento en la actividad de las mismas en el fluido extracelular o plasma es un indicador sensible de daño celular (Vigliano et al. 2002).

La enzima alanino transaminasa (ALT) y aspartato transferasa (AST) son enzimas que catalizan la conversión de aminoácidos y acetoácidos por transferencia de grupos aminos. Los niveles de AST y ALT se incrementa conforme a los procesos de alteración en la integridad celular del hígado, aunque ALT es una enzima más específica para daño hepático (Rendon von Osten 2005).

REFERENCIAS

- ATSDR, (1994). Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. E.E.U.U. <http://www.atsdr.cdc.gov/es/es>.
- Castañó A., Bols N., Braunbeck T., Dierickx P., Halder M., Isomaa B., Kawahara K., Lee L. 2001. The use of fish cells in ecotoxicology. *ECVAM Workshop 47. ATLA*. 31: 317-351.
- Girón-Pérez M.I., Santerre A., González-Jaime F., Casas-Solis J., Hernández-Coronado M., Takemura A., Zaitseva G..2007. Immunotoxicity and hepatic function evaluation in nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) exposed to diazinon. *Fish and Shellfish Immunol.*, 23: 760-769.
- Gupta R. 2006. *Toxicology of Organophosphosphate and Carbamate Compounds*. Ed. Academic Press. USA. 763 pp.
- Kacmar P., Pistl J., Mikula I. 1999. Immunotoxicology and veterinary medicine. *Acta Veterinaria Brno*. 68: 57-79.
- Katz E.J., Cortes V.I., Eldefrawi M.E., Eldefrawi A.T. 1997. Chlorpyrifos, parathion, and their oxons bind to and desensitize a nicotinic acetylcholine receptors: relevance to their toxicities. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 146: 227-236.
- Martínez-Jerónimo F. 1991. La importancia de los bioensayos en la evaluación de la toxicidad aguda. *Universidad Ciencia y Tecnología*, 1: 37-44.
- Nizri E., Hamra-Amitay Y., Sicsic C., Lavon I., Brenner T. 2006. Anti-inflammatory properties of cholinergic up-regulation: A new role for acetylcholinesterase inhibitors. *Neuropharmacology*. 50: 540-547.
- Pretti C., Cognetti-Varriale A.N. 2001. The use of biomarkers in aquatic biomonitoring: the example of esterases. *Aq. Cons. Mar. Freshwater Ecosyst*. 11: 299-303.
- Rendón von Osten J. 2005. Uso de biomarcadores en ecosistemas acuáticos. *En: Golfo de México contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y tendencias*: 121-140. Univ. Aut. de Campeche, Univ. Nac. Aut. de México, Inst. Nac. de Ecol. 696 pp.
- Romano L.A. 1999. Bioindicadores de Contaminación acuática en peces. *Revista AquaTIC*, nº 7, Junio 1999. www.revistaaquatic.com/aquatic/art.asp?t=h&c=67.
- Talmage D.W., Bice D.E., Bloom J.C., Koller L.D. 1996. Biologic markers in
- Vigliano F.A., Quiroga M.I., Nieto J.M. 2002. Metabolic adaptation to food deprivation and refeeding in fish. *Revista de Ictiología*, 10: 79-108.

CAPITULO 14

ESTUDIOS ECOTOXICOLÓGICOS CON ESPECIES ESTUARIALES

Natalia Buzzi, Soledad Diodato, Melisa Fernández Severini, Oscar Amin, Laura Comoglio, Jorge Marcovecchio

INTRODUCCIÓN

En ambientes costeros, los organismos viven en condiciones de estrés permanente, ya que se encuentran expuestos a diversos contaminantes, a los que se suman cambios bruscos de los factores físicos y químicos. Generalmente en estos ecosistemas, se destaca la contaminación química asociada al desarrollo industrial y urbano dado que allí es donde se ubican preferentemente las poblaciones humanas. Asimismo, es consenso general que las especies estuarinas son más susceptibles que las marinas a la acción tóxica de los contaminantes. En estas especies los procesos de osmoregulación son activos debido a las variaciones de la salinidad, pero al sumarse la acción deletérea de los tóxicos con las fluctuaciones estresantes de la salinidad, la toxicidad de estos se incrementa, lo que representa un serio problema.

La contaminación acuática se ha convertido en una preocupación global, debido a la bioacumulación de compuestos orgánicos persistentes, metales pesados e hidrocarburos aromáticos policíclicos en tejidos de organismos, su bio-magnificación y dispersión a través de la cadena alimenticia provocando serias amenazas en los organismos incluida la salud humana (Sarkar, 1994; Holsbeek et al., 1999; Ahmad et al., 2008; Wang et al., 2008).

El monitoreo de las especies y cantidades de sustancias tóxicas que ingresan en el ambiente es una tarea problemática y exhaustiva debido principalmente, a la complejidad y el costo de la identificación de las sustancias químicas involucradas. A pesar de los numerosos métodos analíticos disponibles, la recolección de muestras suficientes de manera oportuna continúa siendo un gran obstáculo en la evaluación del daño ambiental (Silva et al., 2003). Mas aún, la determinación de sustancias aisladas por métodos químicos tradicionales posee una aplicación ambiental limitada, ya que no detecta los efectos sobre los organismos y tampoco informa de las posibles interacciones entre las sustancias (adición, antagonismo o sinergismo), así como su biodisponibilidad (Magalhães y Ferrão Filho, 2008). En efecto, es relativamente inusual que los impactos puedan ser adscriptos a un simple compuesto, particularmente en ambientes acuáticos (Sibley et al., 2000). De esta manera, los estudios físico-químicos son insuficientes ya que por sí solo no proporcionan evidencia de los efectos biológicos que pueden causar los contaminantes sobre los organismos y por lo tanto no permiten determinar el grado de contaminación que producen sobre los ecosistemas (Chapman et al., 2003). Asimismo, las respuestas biológicas sin datos fisicoquímicos del medio contienen muy poca información. No reflejan la variabilidad de los sistemas naturales ni la complejidad inherente a los mismos y no producen información útil para el manejo del sistema (Cairns, 1982, Cairns y van der Schalie, 1982). Por lo tanto, para una correcta evaluación de los riesgos que presenta un ecosistema expuesto a estrés ambiental son necesarios tanto los estudios sobre los niveles y destino de los

contaminantes, como aquellos relacionados con las respuestas biológicas de los organismos. En este sentido, los investigadores señalan la necesidad de aplicar metodologías biológicas para obtener una aproximación ecosistémica. El monitoreo biológico o **biomonitoreo** es una manera directa de testear las diferentes respuestas biológicas a los contaminantes ambientales, y se ha propuesto su implementación como complemento de la información obtenida mediante análisis químicos (Flammarion et al., 2002).

IMPORTANCIA DE LAS PRUEBAS ECOTOXICOLÓGICAS Y ECOFISIOLÓGICAS

Los estudios toxicológicos constituyen uno de los elementos de juicio más adecuados para la evaluación del riesgo potencial producido por contaminantes presentes en el ambiente. Para evaluar los efectos biológicos de sustancias tóxicas descargadas al ambiente acuático se han utilizado bioensayos ecotoxicológicos, los cuales son complementarios a los resultados de los parámetros físicos y químicos, y a los de biomonitoreo ambiental.

Estos **ensayos de toxicidad o bioensayos**, son procedimientos en los cuales se miden las respuestas de los organismos expuestos a una o varias sustancias, residuos o factores ambientales aislados o en combinación. Es decir, comprenden cualquier ensayo en el cual el poder o potencia del tóxico es medido a través de la respuesta de organismos vivos o sistemas vivientes (Ronco et al., 2004). Son herramientas de diagnóstico adecuadas para determinar los efectos de agentes físicos y químicos sobre organismos de prueba, bajo condiciones experimentales específicas y controladas. Estos efectos pueden ser tanto de inhibición como de magnificación, evaluados por la reacción de los organismos, tales como muerte, crecimiento, proliferación, multiplicación, cambios morfológicos, fisiológicos o histológicos. Asimismo, los efectos pueden manifestarse a diferentes niveles, desde estructuras subcelulares o sistemas de enzimas, hasta organismos completos, poblaciones o comunidades. De esta manera, la **toxicidad** será la capacidad de una sustancia para ejercer un efecto nocivo sobre un organismo o la biocenosis, y dependerá tanto de las propiedades químicas del compuesto como de su concentración, según sea la duración y frecuencia de la exposición al tóxico, y su relación con el ciclo de vida del organismo.

El potencial nocivo de una sustancia tóxica puede ser contrarrestado por el sistema biológico a través de diferentes estrategias, tales como reacciones metabólicas de detoxificación, excreción de tóxicos, etcétera. Por tanto, la toxicidad aparente evaluada en un ensayo biológico es el resultado de la interacción entre la sustancia y el sistema biológico (Ronco et al., 2004).

De manera general, las **pruebas de toxicidad**, pueden ser definidas de acuerdo con:

- Su duración: **agudo**: ocurre dentro de un período corto, minutos, horas o algunos días, en relación con el período de vida del organismo de ensayo o **crónico**: ocurre durante un período relativamente largo de exposición (una porción significativa de la vida del organismo >10%).
- El método utilizado para incorporar la muestra al sistema de ensayo: estático, con renovación o de flujo continuo.
- El propósito para el cual son utilizados: control de calidad de vertidos, evaluación de compuestos específicos, toxicidad relativa, sensibilidad relativa, etc.

La **toxicidad aguda** comprende el efecto adverso (**letal o subletal**) inducido sobre organismos en pruebas de ensayo durante un corto período de tiempo, usualmente de pocos días. En este sentido, el desarrollo de los criterios de calidad de agua para la vida acuática ha sido confinado primariamente a estas pruebas de toxicidad aguda sobre especies individuales en laboratorio. Asimismo, estos ensayos proveen un método relativamente rápido, simple y de bajo costo para identificar niveles de peligrosidad de los efectos de sustancias químicas (Sherman et al., 1987). El efecto **letal** indica la muerte de los organismos, mientras que los efectos **subletales** consisten en cualquier efecto sobre el organismo que no produzca la muerte del mismo. Ejemplos de ellos son los defectos en la natación de los organismos, la tasa de producción de huevos, la fototaxis, etc.

Por otro lado, los resultados de estos ensayos letales agudos se expresan normalmente en términos de **concentración letal 50 (CL₅₀)** y consiste en aquella concentración del tóxico que produce la muerte del 50% de los individuos de prueba durante el período ensayado (normalmente de 1 a 4 días).

La **fisiología ambiental o ecofisiología** comprende el estudio de la interrelación entre el organismo y el ambiente que lo rodea. En este tipo de estudios se busca la explicación de las respuestas del organismo a niveles inferiores de organización biológica (sistemas, órganos, tejidos, células, moléculas) y la proyección, en los niveles jerárquicos mayores (población, comunidad, ecosistema). Las respuestas de los organismos se miden aisladamente y se consideran por esta razón como respuestas simples, lo cual no significa que se ignore su complejidad. Posteriormente, estas respuestas se integran con el fin de profundizar en la comprensión de ciertos procesos dado que dichas integraciones simples proporcionan mayor información que la obtenida de las respuestas fisiológicas aisladas. Espina y Vanegas (2005) sostienen que los estudios ecofisiológicos se centran en el organismo y sus respuestas, detectables ante un cierto complejo ambiental, se interpretan a nivel suborganismo sin dejar de considerar que el organismo pertenece a una población, la cual forma parte de una comunidad, que a su vez está integrada a un ecosistema determinado.

En un enfoque más amplio, la **ecotoxicología o toxicología ambiental**, integra los efectos ecológicos y toxicológicos de los contaminantes químicos sobre las poblaciones, comunidades y ecosistemas con el destino de dichos contaminantes en el ambiente (Chapman, 1995). Este término fue utilizado por primera vez por Truhaut (1977), como una extensión de la toxicología hacia los efectos ecológicos de los contaminantes. Así, esta rama de la toxicología, comprende el estudio de la relación dosis-efecto de contaminantes presentes en el ambiente respecto de los sistemas bióticos, abarcando niveles de organización inferiores y superiores al de los organismos individuales. A su vez, la **ecotoxicología aplicada** tiene como objetivo el desarrollo de protocolos de ensayo para ser utilizados como herramientas de predicción tempranas que permitan definir umbrales permisibles, con niveles de incertidumbre aceptables, y sirvan de guía a las entidades reguladoras para la toma de decisiones (Ronco et al., 2004). En este sentido, el objetivo fundamental de la ecotoxicología es poder predecir los efectos ecológicos de los contaminantes en los organismos (Cairns y Pratt, 1989).

Espina y Vanegas (2005) sostienen que los estudios de contaminación donde sólo se detecten y cuantifiquen los contaminantes químicos en el agua, no permiten establecer vínculos entre dichos estresores y el daño producido a niveles ecológicos (Pratt, 1990). No obstante, los estudios de laboratorio como las pruebas de toxicidad, aún con sus numerosas deficiencias, permiten establecer una relación entre la concentración del tóxico en el medio y el efecto sobre el organismo; en este caso, la mortalidad. También facultan, en cierta medida, la predicción del efecto biológico que podrían tener los niveles del tóxico en el agua. Si se examinan las concentraciones del contaminante en los tejidos de los animales de prueba y se establecen las relaciones entre dosis y respuesta fisiológica, en el contexto ecofisiológico, es posible aportar información a la base de datos necesaria para la investigación toxicológica.

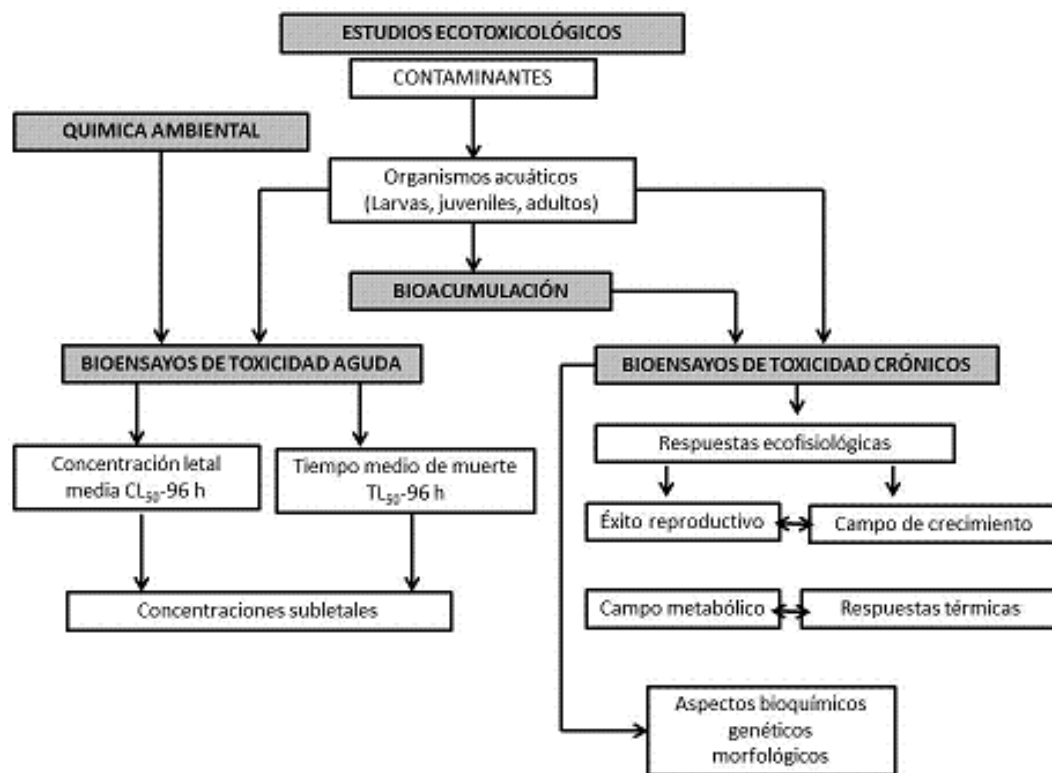


Figura 1. Relación entre la química ambiental y los ensayos ecotoxicológicos y ecofisiológicos.

BIOINDICADORES: *definición e importancia*

Los factores biológicos pueden indicar mejor el balance ambiental a través de índices bióticos, derivados de la observación de especies bioindicadoras. De acuerdo a Hodgkinson y Jackson (2005), se denomina **bioindicador** a una especie o grupo de especies que reflejan niveles bióticos y abióticos de contaminación en un ambiente, presentando alteraciones que permiten generar información sobre la calidad del mismo. Dichos organismos, debido a sus características de poca tolerancia ecológica a algunas sustancias, pueden presentar alguna modificación pudiendo ser fisiológica o morfológica, cuando son expuestos a ciertos contaminantes (Magalhães y Ferrão Filho, 2008).

La elección de un *bioindicador* constituye una cuestión muy importante en estudios ecotoxicológicos. Dicho término, incluye las respuestas a efectos ambientales que ocurren a niveles mayores de organización biológica que el de sub-organismo, por lo tanto son medibles a nivel individuo, población (éxito reproductivo, mortalidad, distribución, reducción de biomasa), comunidad (producción primaria, disrupción del ciclo de nutrientes) o ecosistema (Oertel y Salánki, 2003; Walker et al., 2001). En un programa de biomonitorio o vigilancia la selección de los organismos es una etapa importante, ya que el organismo puede presentar algunas ventajas y desventajas que pudieran no dar los resultados adecuados. Debido a lo anterior se sugiere que los organismos seleccionados sean aquellos considerados como organismos estandarizados por agencias internacionales como la EPA. Sin embargo, cuando se realizan estudios en campo es conveniente que se obtenga información de los organismos tanto en laboratorio (*in vivo*) como en campo (*in situ*). De cualquier manera, la elección de un bioindicador debe depender de su importancia ecológica y toxicológica, facilidad de mantenimiento en el laboratorio, tasa reproductiva y sensibilidad, es decir debe ser afectada por agentes químicos pero no por factores abióticos (Römbke y García, 2000). Varios autores coinciden que las principales características necesarias para ser un buen bioindicador son la sensibilidad, buena representatividad e importancia funcional en el ecosistema, así como su fácil muestreo, identificación y análisis (Greensdale, 2007).

Características

En un sistema biológico, el orden secuencial de las alteraciones promovidas por la presencia de contaminantes ocurre en niveles crecientes de la organización biológica, extendiéndose desde lo molecular o bioquímico al nivel fisiológico o de individuo y hasta el nivel de población y ecosistema, como se ve en la **Fig. 2** (Stegeman et al., 1992). Cuando un cambio significativo es evidente, el ecosistema ya debe estar severamente dañado. Por esta razón, las técnicas que muestran respuestas a niveles bajos de la organización biológica, son consideradas más preventivas (Nascimento et al., 2008). En este sentido, surge el concepto de **biomarcador** que está adquiriendo notable relevancia y para el cual existen diversas definiciones según los autores considerados. McCarthy y Shugart (1990), en su definición clásica, proponen a los biomarcadores como las mediciones realizadas en los niveles molecular, bioquímico o celular, tanto en poblaciones naturales provenientes de hábitats contaminados, como en organismos expuestos experimentalmente a contaminantes, y que indican que el organismo ha estado expuesto a sustancias tóxicas y la magnitud de la respuesta

del organismo al contaminante. A su vez, Lam y Gray (2003), lo definen como una modificación bioquímica, celular o molecular o cambios fisiológicos en las células, fluidos corporales, tejidos u órganos de un organismo que indican una exposición o efecto a xenobióticos.

Por otro lado, Depledge (1993) y Depledge et al. (1993), proponen un concepto más global e integrador y es actualmente el más utilizado: definen a los biomarcadores como respuestas biológicas adaptativas a estresores, evidenciadas como modificaciones bioquímicas, celulares, histológicas, fisiológicas o comportamentales.

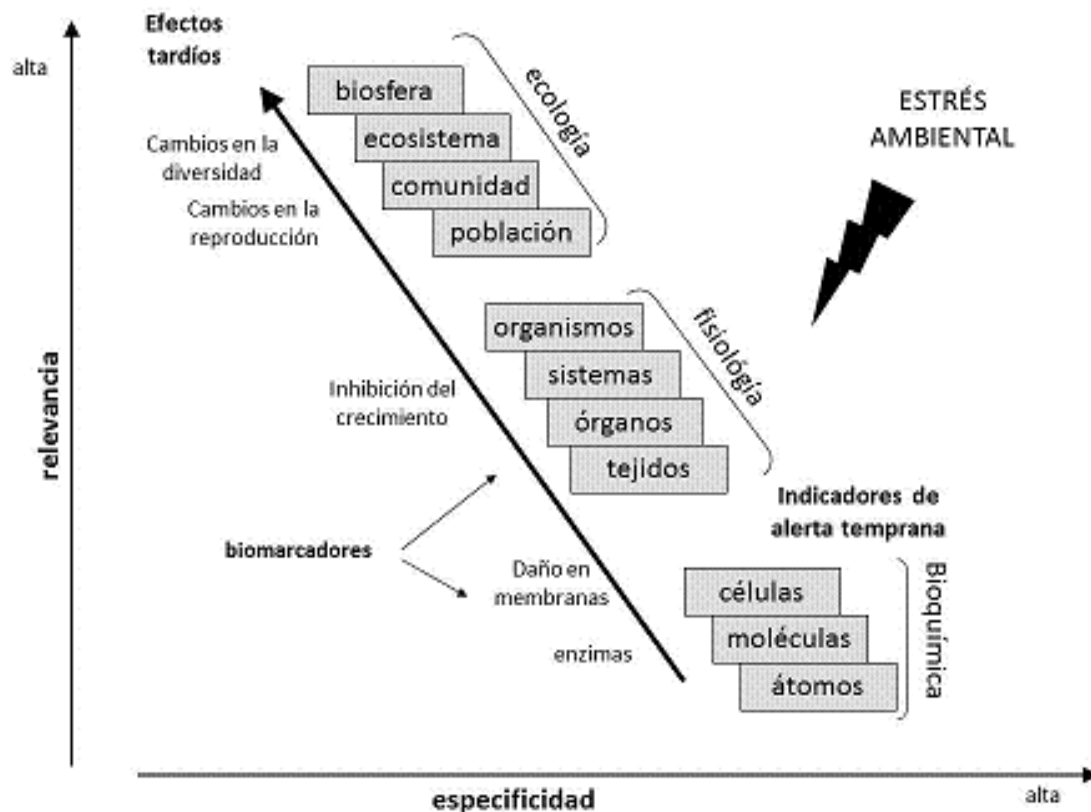


Figura 2: Biomarcadores a diferentes niveles de organización biológica y diferentes escalas temporales.

De acuerdo a la Organización Mundial de la Salud (WHO, 1993) pueden ser agrupados dentro de tres categorías generales:

biomarcadores de exposición: aquellos que sólo indican la presencia de ciertos contaminantes, sin que sus valores alterados conlleven un perjuicio significativo al desempeño del animal en cualquiera de sus actividades (Rodríguez, 2006). Se refiere a la medición de un compuesto químico específico en un tejido o en fluidos de un organismo (PCB, PAHs, Pb, Cd, DDT, etc).

biomarcadores de efecto: no sólo indica la presencia de contaminantes en el ambiente, sino que su alteración se encuentra también asociada a un perjuicio significativo en una o mas funciones que comprometan la performance o rendimiento del animal (Rodríguez, 2006).

Implica una alteración bioquímica, fisiológica o de comportamiento, que pueda ser medible y cuya modificación no esté asociada a alguna enfermedad (Actividades enzimáticas de Fase I y II, (EROD), Acetil Colinesterasas (AChE), Proteínas, mRNA, DNA, Aductos en el ADN, Metabolitos en bilis, Micronúcleos, Vitelogenina, etc).

biomarcadores de susceptibilidad: indicador de una habilidad inherente de un organismo para responder a la exposición de xenobióticos específicos (fenotipo y polimorfismo genético).

Además, según Rodríguez (2006), de acuerdo al nivel de estudio adoptado, los biomarcadores pueden clasificarse en:

biomarcadores bioquímicos-moleculares: actividad de enzimas y otras proteínas

biomarcadores genéticos: alteraciones estructurales en la secuencia y disposición del ADN.

biomarcadores inmunológicos: inmunosupresión

biomarcadores fisiológicos: indicadores de un cuadro de estrés (tasa metabólica, relación O:N, frecuencia cardíaca.

biomarcadores histopatológicos: necrosis, tumores, hipertrofias: en branquias, gónadas, etc.

biomarcadores morfológicos: anomalías esqueléticas, malformaciones en larvas.

En lo referido a mediciones de efectos tóxicos en los organismos a niveles celulares o moleculares (**Tabla 1**), los biomarcadores representan, como se mencionó anteriormente, la respuesta inicial a los disturbios ambientales y a la contaminación, ya que es donde ocurre la interacción inicial de los contaminantes con los organismos. En base a ello podremos desarrollar mediciones sensibles que sirvan como señales de alarma temprana de efectos en los niveles superiores de individuo, población o ecosistema. Esto se fundamenta en que para que los efectos de los contaminantes sean evidentes en el ecosistema, el primer nivel de interacción es el molecular-celular. Este nivel de organización es además el ideal para estudiar relaciones causa-efecto y los mecanismos de acción de los contaminantes. Por esta razón las respuestas bioquímicas y moleculares han sido consideradas como “indicadores tempranos” del deterioro ambiental (Wedemeyer y McLeay, 1981). Por lo tanto, son generalmente considerados más sensibles que los métodos que miden estos efectos en niveles de mayor jerarquía biológica, tales como individuos o poblaciones, aunque éstos últimos tengan mayor relevancia ecológica (McCarthy y Shugart, 1990).

Desde el punto de vista predictivo, los biomarcadores de exposición resultan los mejores para establecer alertas tempranas. Cuanto mayor distancia exista (en términos de concentración aplicada o de tiempo de exposición a contaminantes) entre el biomarcador de exposición y el efecto deletéreo, mayor será el margen con que se cuenta para intentar remediar o revertir el potencial peligro que entraña la presencia de tal o cual contaminante. De hecho, la detección de biomarcadores de exposición suele ocurrir dentro de la denominada “región fisiológica de adaptación”. Superada esta región, comienzan a aparecer efectos claramente adversos para el organismo, pudiéndose definir en consecuencia biomarcadores de efecto (**Fig.3**) (Rodríguez, 2006).

Tabla 1: Biomarcadores comúnmente utilizados en estudios ecotoxicológicos.

BIOMARCADOR	TEJIDO	USO
Oxidasa de función mixta	hígado	indicador de exposición a químicos orgánicos tales como PAHs y PCBs
Glutación S-Transferasa	hígado	indicador de exposición a pesticidas y metales
Carboxilesterasas	varios	indicador de exposición a piretroides y pesticidas
Metalotioneínas	varios	indicador de exposición a metales
Proteínas de estrés	varios	indicador de exposición a condiciones de estrés
Glutación	hígado	indicador de estrés oxidativo
Porfirinas	hígado	indicador de exposición a compuestos aromáticos clorados
Celulasa/Carbohidrasa	estómago	indicador de exposición a pesticidas
Acetilcolinesterasas	cerebro	indicador de exposición a organofosforados o pesticidas
Vitelogenina	suero	indicador de disrupción endocrina producida por contaminantes estrogénicos o xenoestrógenos (plaguicidas, desechos de origen industrial y urbano).

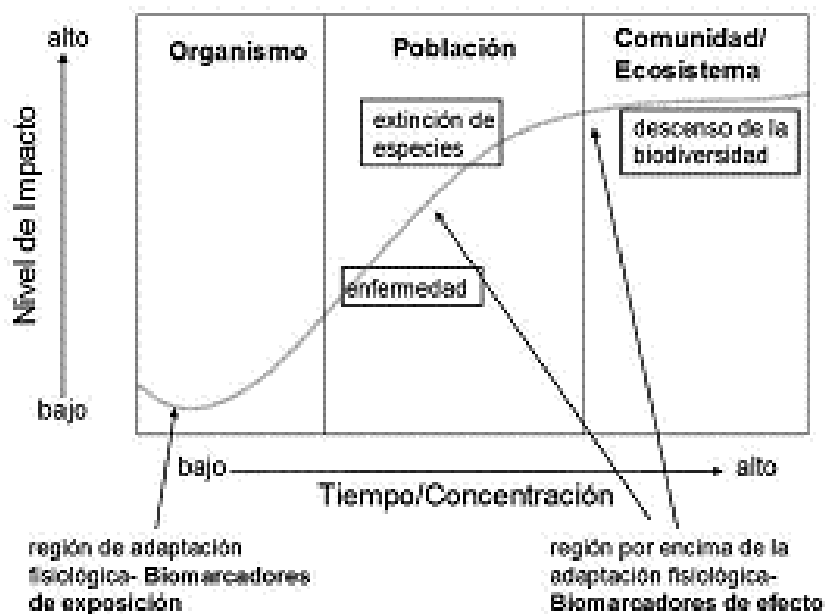


Figura 3: Definición de biomarcadores en función del tiempo y/o exposición a un contaminante.

De acuerdo a Rodríguez (2006), para la adecuada elección de un biomarcador deben considerarse dos aspectos importantes: la *sensibilidad*, que hace referencia a la capacidad del biomarcador a responder antes que se manifiesten efectos deletéreos en el organismo o la población; y la *especificidad*, que es la capacidad del biomarcador a responder a un

contaminante en particular y por lo tanto indicar inequívocamente su presencia. Son muy pocos los biomarcadores que cumplen con esta condición por lo que se recurre a una situación intermedia, definiéndose así biomarcadores relativamente específicos. Estos, manifiestan cambios ante un grupo relativamente homogéneo de contaminantes que suelen poseer un mecanismo de acción similar. Es el caso de gran parte de los biomarcadores que se utilizan comúnmente. De acuerdo a su especificidad, los biomarcadores han sido clasificados como "nivel I" y "nivel II" (Sanders, 1990). Los biomarcadores de nivel I responden específicamente a un contaminante y, por lo general, implica la inhibición de enzimas. Por otra parte, los biomarcadores de nivel II responden a un estrés subletal general y, frecuentemente implica la activación o inducción de una enzima (Thompson y Grieg-Smith, 1991).

Los biomarcadores y bioindicadores son ampliamente utilizados para determinar la respuesta de organismos a agentes de estrés, los biomarcadores son más específicos y con mayor variabilidad en la respuesta comparado con los bioindicadores (Schmitt et al., 2005). Muchas veces la variabilidad en sus respuestas puede ser atribuida a factores abióticos (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, entre otros) o factores bióticos (genotipo, plasticidad fenotípica, tolerancia, edad, sexo, tamaño corporal, etc.).

Algunas de las características que los biomarcadores deben poseer son la reproducibilidad, sensibilidad, especificidad, reversibilidad, aplicabilidad en diversos taxones, facilidad de uso y relación costo/efectividad adecuada. Es fundamental que el tiempo de respuesta del biomarcador sea corto (horas, días), de forma que éste pueda ser utilizado como "sistema de alarma temprano" y puedan tomarse medidas de reparación antes de que el ecosistema se vea afectado. Si además, el biomarcador muestra valor diagnóstico, éste podrá ser entonces utilizado de forma predictiva. Finalmente, el uso de una batería de biomarcadores en organismos bajo condiciones de estrés, puede ser de suma utilidad al momento de evaluar las diversas respuestas causadas por las mezclas de contaminantes (Adam et al., 2001).

IMPORTANCIA DE LOS CRUSTÁCEOS EN ENSAYOS DE TOXICIDAD

Como fuera mencionado en párrafos anteriores, un elemento de relevancia fundamental en las pruebas de toxicidad, es el organismo con el cual se trabaja. Se ha mencionado que cuando se trata de la protección de los organismos acuáticos, es necesario conocer el efecto de los tóxicos sobre las especies más sensibles, así como los estadíos más sensibles de su ciclo de vida, a la vez que se destaca que estas especies son las más adecuadas para detectar las primeras etapas del deterioro en un ecosistema (Gray, 1974; Waldichuck, 1974). Las características recomendables a utilizar en las pruebas de toxicidad, están ampliamente citadas en la literatura (Ronco et al., 2004; Rodríguez, 2006). Entre ellas se incluyen: tener una amplia distribución geográfica; ser abundantes y de fácil disponibilidad; tener tamaño suficientemente grande por conveniencia en el trabajo experimental; ser comunes; así como sensibles a la contaminación y tolerantes a un amplio intervalo de condiciones ambientales (APHA-AWWA-WEF, 1998).

Los crustáceos han sido ampliamente utilizados en bioensayos de toxicidad debido a sus características biológicas y toxicológicas (Lagadic y Caquet, 1998). Los aspectos biológicos están relacionados a su mantenimiento en condiciones controladas de laboratorio. Son

organismos fácilmente cultivables en laboratorio, debido a su pequeño tamaño, tiempo de vida corto, requerimientos nutricionales mínimos, alta fecundidad y costos relativamente bajos (Cowill, 1987; Medina y Barata, 2004). Asimismo, son organismos de amplia distribución geográfica y ocupan posiciones claves dentro de las tramas tróficas en los ambientes acuáticos. En particular sus estadios embrionarios, larvales y postlarvales han sido utilizados extensamente en bioensayos de toxicidad de metales pesados y pesticidas mostrando una particular sensibilidad (López Greco et al., 2002). Dado su rol ecológico, el extenso conocimiento biológico y de las condiciones de mantenimiento en cautividad, el decápodo *Neohelice granulata* ha sido un excelente modelo para estudios ecotoxicológicos. Particularmente en Argentina se han realizados numerosos ensayos de toxicidad con esta especie de cangrejo denominada actualmente *Neohelice granulata*, y llamada anteriormente *Chasmagnatus granulata* y luego *Ch. granulatus*. Se han desarrollado diversos trabajos sobre efectos letales y subletales frente a la exposición de contaminantes orgánicos (Rodríguez, 1991; Rodríguez y Pisanó, 1993; Amín y Comoglio, 2002, entre otros) y a metales pesados (Rodríguez y Medesani, 1994; Amín et al., 1998; Rodríguez et al., 1998; Zapata et al., 2001; Rodríguez et al., 2001; Lavolpe, 2002, Ferrer et al., 2006; entre otros). A continuación se detallan algunos de los trabajos ecofisiológicos y ecotoxicológicos más relevantes realizados en organismos marinos de zonas costeras de Argentina.

ENSAYOS DE TOXICIDAD EN ARGENTINA

Bioensayos con metales

El trabajo de Bigi et al. (1996) representa uno de los primeros ensayos letales de toxicidad con metales pesados en crustáceos de zonas costeras de Argentina. Estos autores trabajaron con cadmio disuelto en *N. granulata* perteneciente a la Bahía de Samborombón. A partir de los resultados el valor de CL₅₀ (96h) calculado fue de 25,33 mg/L y los autores concluyeron que esta especie puede acumular significativas concentraciones de cadmio en las branquias y caparazón, siendo este tejido el de mayor concentración. Posteriormente, en ejemplares adultos de *N. granulata* pertenecientes a la misma Bahía, Vitale et al. (1999) evaluaron la actividad de la anhidrasa carbónica (AC) en machos expuestos al cadmio. Esta metaloproteína es una de las enzimas más ubicuas encontrada en los organismos y participa en numerosos procesos fisiológicos tales como respiración, transporte iónico, regulación ácido-base, entre otros. Asimismo, presenta una actividad altamente específica en las branquias de invertebrados participando en los procesos de osmoregulación. Con respecto a los ensayos desarrollados por Vitale et al. (1999), los valores de CL₅₀ (96 h) fueron de 2,69 mg Cd/L a una salinidad de 25 y > 50 mg Cd/L a 30. Además, el cadmio produjo una disminución significativa de la actividad de la AC a una salinidad de 25. Los autores también midieron los niveles de Na⁺ y Cl⁻ en la hemolinfa y detectaron diferencias significativas en los niveles de Na⁺ en organismos expuestos entre 0 y 1,25 mgCd/L a una salinidad de 25. Sin embargo, no hubo cambios en los niveles de Cl⁻ a ninguna de las salinidades ensayadas. Por otro lado, debido a que la inhibición de la AC registrada a 25 estuvo relacionada sólo con cambios en la concentración de Na⁺, Vitale et al (1999) sugieren que el cadmio podría afectar diferencialmente la permeabilidad de los iones. Simultáneamente, se midió el efecto del Cd, Cu, Zn y el inhibidor específico acetazolamida (AZ) en ensayos in vitro. Las concentraciones que inhiben el 50% de la actividad

enzimática (CI 50) fueron: $2,15 \times 10^{-5}$; $1,62 \times 10^{-5}$; $3,75 \times 10^{-6}$ y $4,4 \times 10^{-10}$ M para Cd, Cu, Zn y AZ respectivamente, y al comparar estos valores con otros estudios se determinó una mayor sensibilidad de la AC de *N. granulata* a estos contaminantes.

Rodríguez et al. (2001) estudiaron diferentes respuestas fisiológicas en *N. granulata* expuesto al cadmio disuelto. Las respuestas abarcaron el consumo de oxígeno y parámetros tales como pH, presión parcial de gases, nivel de iones y lactatos en la hemolinfa, luego de ser sometidos a ensayos agudos y crónicos. Las concentraciones de cadmio empleadas fueron entre 0,4 y 6,3 mg/L y en todos los casos los cangrejos desarrollaron acidosis en la hemolinfa pero no hubo incrementos en la respiración ni en los lactatos. Por otro lado, los niveles de sodio y calcio aumentaron con la exposición al cadmio. A su vez las mayores mortalidades se dieron a menores salinidades. Estos autores encontraron que en los ensayos crónicos con una salinidad de 12, los cangrejos presentaron decrecimiento en el consumo de oxígeno, y PCO_2 , e incrementos de PO_2 pero sin cambios en el nivel de lactato. Los autores determinaron que estos desequilibrios estuvieron asociados a telangiectasia y necrosis severas en las branquias, llevando finalmente a hipoxia histotóxica y a la muerte de los organismos.

Kogan et al. (2000) realizaron ensayos con hembras de la misma especie de cangrejo, estudiando el efecto del cadmio sobre el crecimiento somático y gonadal. Los autores expusieron hembras juveniles a 0,1 y 0,5 mg/L de cadmio 50 días antes y 15 días después del período de muda. La concentración de 0,5 mg/L resultó letal para mayoría de los individuos y los pocos sobrevivientes no lograron mudar. A su vez, las hembras que fueron expuestas a 0,1 mg/L mudaron pero presentaron diferentes patologías en sus gónadas (hipertrofia y cariorhexis en los ovocitos primarios; atresia reaccional en ovocitos secundarios). Asimismo, los autores observaron una maduración más lenta en hembras previamente expuestas al cadmio con respecto al control.

En la misma especie, Zapata et al. (2001) trabajaron en ensayos subletales con hembras ovígeras expuestas a 0,05; 0,1; 0,5 y 3 mg/L de cobre durante el período de incubación de los huevos. En este estudio, los autores determinaron que al aumentar la concentración del metal, mayor era el porcentaje de pérdida de huevos. Asimismo, en las mayores concentraciones se observaron varias anormalidades morfológicas tales como: hidropesía y atrofia de la espina dorsal, pleon, y maxilipedios. Además, en todas las concentraciones ensayadas se detectó hiperpigmentación en el cefalotórax y en el pleon, así como también hipopigmentación en los ojos, siendo esta última patología la de mayor incidencia.

Medesani et al. (2001) estudiaron los efectos de cadmio y del cobre sobre la regulación hormonal de la glucemia por parte del pedúnculo ocular de *N. granulata*. El pedúnculo ocular de estos decápodos contiene un centro neuroendócrino, el cual contiene la hormona hiperglucemiante crustácea (CHH), la cual actúa ante eventos de estrés. En general, los crustáceos decápodos presentan hiperglucemia en respuesta a situaciones adversas. Sin embargo, en este trabajo se detectó un efecto hipoglucemiante luego de una exposición de 2 semanas con cadmio y cobre. Dicho efecto se observó en organismos intactos, no así en aquellos a los cuales se les sacó el pedúnculo ocular.

Ferrer et al. (2000) estudiaron por primera vez los efectos del cadmio y plomo en larvas recién eclosionadas de *N. granulata* pertenecientes al estuario de Bahía Blanca. Los ensayos de toxicidad realizados fueron del tipo agudo semiestáticos y las concentraciones letales

obtenidas a partir de los mismos fueron las siguientes: CL_{50} (96 h) Cd: 46,43 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ (36,92 – 56,34 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$), y para el Pb: 1,0 mg/dm^3 (0,79 – 1,23 mg/dm^3). A partir de dichos resultados, los autores determinaron que el Cd es significativamente más tóxico que el Pb y que ambos valores de CL_{50} (96 h) resultaron más altos que las concentraciones de estos metales disueltos en el agua del estuario de Bahía Blanca. Posteriormente, Ferrer et al. (2003) realizaron los mismos tipos de ensayos con zinc y cobre. En este caso, las CL_{50} (96 h) fueron: Cu: 219,2 $\mu\text{g}/\text{L}$ (188,9–248,9 $\mu\text{g}/\text{L}$) y Zn: 172,1 $\mu\text{g}/\text{L}$ (141,3–203,6 $\mu\text{g}/\text{L}$); por lo tanto el Zn demostró ser más tóxico que el Cu para las larvas recién eclosionadas de *N. granulata*. Al igual que el Cd y el Pb, los valores de CL_{50} (96 h) de Zn y Cu resultaron significativamente mayores que las concentraciones de estos metales en el agua del estuario de Bahía Blanca.

Por lo tanto, considerando que en ambos trabajos de Ferrer et al. (2000 y 2003) se realizó el mismo protocolo experimental, la escala de toxicidad obtenida para las larvas de *N. granulata* del estuario de Bahía Blanca es la siguiente: Cd>Zn>Cu>Pb. Posteriormente, Ferrer et al. (2006) realizaron nuevos ensayos con larvas zoeas I y juveniles del mismo estuario. Las CL_{50} (96 h) determinadas fueron: 1093,4 (881–1319) $\mu\text{gPb}/\text{L}$; 219,2 (188,9–248,9) $\mu\text{gCu}/\text{L}$; 172,1 (141,3–203,6) $\mu\text{gZn}/\text{L}$, y 47,8 (37,9–58,0) $\mu\text{gCd}/\text{L}$ para zoea I y para juveniles 130,1 (121,7–139,0) mgCu/L ; 51,0 (41,9–61,6) mgZn/L , y 35,7 (30,1–41,9) mgCd/L . El metal con mayor toxicidad para ambos estadios de desarrollo fue el cadmio, y en comparación con los trabajos previos de este mismo autor, hubo coincidencia en la escala de toxicidad obtenida. A su vez, las zoeas fueron más sensibles a todos los metales y los autores resaltan el peligro potencial de los juveniles como agentes de transferencia de metales a lo largo de la cadena trófica debido a su elevada resistencia y capacidad de bioacumular metales en sus tejidos. En cuanto a los ensayos mixtos con metales en el primer estadio larval, Ferrer et al. (2006) encontraron una interacción aditiva entre el cadmio y el cobre, mientras que para el caso de cadmio y zinc la interacción fue del tipo antagonista.

López Greco et al. (2001) llevaron a cabo ensayos de toxicidad con cobre y cadmio en larvas y juveniles de *N. granulata* del Río de la Plata. En este trabajo, la toxicidad letal aguda fue tres órdenes de magnitud mayor en larvas que en juveniles. El cadmio fue más tóxico que el cobre en la mayoría de los casos y estas diferencias fueron mayormente detectadas en los ensayos crónicos con juveniles. Durante estos ensayos el cadmio produjo importantes mortandades y un retraso en la muda. Por el contrario, el cobre produjo una aceleración en el proceso de muda y los autores sugieren que pueda deberse a una estrategia de detoxificación. Posteriormente, López Greco et al. (2002) realizaron uno de los pocos estudios existentes acerca de los efectos del cobre sobre el desarrollo embrionario del cangrejo porcelanado *Petrolisthes galathinus*. Estos autores expusieron huevos de cangrejos a dos concentraciones de cobre (0,5 y 1 mg/L) y en ambos casos hubo una importante mortalidad justo antes de la eclosión. Luego, las prezoas que lograron sobrevivir fueron expuestas nuevamente a ambas concentraciones de cobre, sin embargo no alcanzaron al estadio de zoea. Por otro lado, las prezoas provenientes de huevos expuestos previamente a cobre y que luego fueron traspasados a un medio limpio mostraron elevada mortalidad y un retardo en el desarrollo. Para el caso de las larvas previamente expuestas al cobre durante el desarrollo embrionario, los autores observaron cierto grado de tolerancia, al menos durante las primeras 24 hs y sugieren que esta tolerancia puede estar relacionada con mecanismos de detoxificación tales como la síntesis de metalotioneínas.

Rodríguez Moreno et al. (2003) estudiaron el efecto del cadmio en la muda de machos de *N. granulata* sin el pedúnculo ocular con el objetivo de inducir sincrónicamente el proceso de muda. Los ejemplares fueron sometidos a ensayos crónicos a una concentración de 0,25 o 0,50 mgCd/L. La mayor mortalidad en el momento del proceso de muda se produjo a la concentración de Cd más alta. Por otro lado, los autores sugieren que el cadmio podría interferir en el aumento normal de ecdisteroides necesarios para el proceso de muda.

Medesani et al. (2004) estudiaron los posibles efectos del cadmio y cobre en el control hormonal del crecimiento ovárico en *N. granulata* en ensayos in vivo (14 días) e in vitro (24 h). En ambos ensayos las concentraciones utilizadas fueron 0,5 mgCd/L y 0,1 mgCu/L. Sin embargo, a partir de diversos ensayos con hembras intactas y hembras sin el pedúnculo ocular, los autores no encontraron interferencia alguna en los procesos de control hormonal por parte del cadmio y del cobre. Ese mismo año, Lavolpe et al. (2004) realizaron ensayos de toxicidad subletales con cobre (0,01 y 1 mg/L), zinc (0,05, 1, y 10 mg/L), y plomo (0,01 y 1 mg/L) en *N. granulata* durante el desarrollo embrionario completo, temprano y tardío. En ninguno de los casos se produjeron mortalidades significativas de las hembras, ni decrecimiento en el número de huevos eclosionados, tampoco en el tiempo de incubación de los mismos. Sin embargo los autores detectaron una serie de anormalidades morfológicas en las larvas tales como anormalidades en la pigmentación de los ojos y del cuerpo. Además, los embriones fueron más susceptibles al cobre y al zinc en el último período de desarrollo, mientras que para el plomo los efectos fueron mayores durante la embriogénesis temprana. También observaron hipertrofia e hipopigmentación en los ojos cuando los embriones fueron expuestos a concentraciones de plomo tan bajas como las halladas en el ambiente natural.

Sanchez et al. (2005) realizaron los primeros ensayos de toxicidad con mercurio en *N. granulata* de la Bahía de Samborombón, para los cuales se sometieron hembras ovígeras a una concentración de 0,1 mg Hg/L durante el desarrollo embrionario completo, temprano o tardío. En estos ensayos se observaron retrasos en el período de incubación de los huevos y anormalidades morfológicas en las larvas eclosionadas a partir de las hembras expuestas a mercurio. Dichas anomalías consistieron en la hipopigmentación de los cromatóforos y la incidencia fue mayor en las hembras expuestas durante todo el período de incubación de los huevos o durante la primera mitad. Por el contrario, el efecto en la morfología y la pigmentación en los ojos fue mayor durante el período completo de incubación de los huevos o durante la segunda mitad. Se cree que la hipopigmentación e hipertrofia es una patología inespecífica ya que aparece luego de la exposición al mercurio y también al cobre, zinc, y plomo (Lavolpe et al., 2004). Los metales pesados parecen interferir en los procesos de diferenciación celular de los pigmentos y/o en la síntesis de los omocromos. La hipopigmentación ocular también se puede deber a que los metales afecten la regulación endócrina de la migración de los pigmentos hacia los omatidios. Del mismo modo, la hipertrofia ocular causada por el mercurio puede ser producto de un desequilibrio en el sistema nervioso ya que este metal es neurotóxico.

Vázquez (2005) realizó ensayos de toxicidad letal aguda de zinc, plomo y mercurio sobre el primer estadio larval de *N. granulata* en la Bahía de Samborombón. En este caso las concentraciones letales que producen la muerte del 50% de los organismos pasadas las 96 h fueron las siguientes: CL₅₀ Zn: 213,83 µg/L; Pb: 2936,13 µg/L y Hg: 16,42 µg/L. En este trabajo la autora resalta que todos los metales ensayados afectaron significativamente la sobrevivencia de las larvas zoea I, siendo el mercurio el de mayor toxicidad en concordancia con otros trabajos

de larvas y postlarvas de cangrejos. Asimismo, la elevada toxicidad de este metal estaría vinculada a la importante interferencia en la respiración celular. Para el caso del zinc, su toxicidad es de un orden de magnitud menor que el mercurio tal como se ha detectado en embriones, larvas y postlarvas de otros crustáceos. Esta diferencia con respecto al mercurio se debe a la naturaleza fisiológica del zinc, el cual puede ser regulado a partir de ciertos mecanismos de detoxificación los cuales disminuyen su biodisponibilidad (Dallinger y Rainbow, 1993). Sin embargo, excedidos los límites de la capacidad de detoxificación, el zinc puede transformarse en un metal altamente tóxico afectando, en crustáceos, procesos fisiológicos tales como la capacidad de crecimiento y metamorfosis, produciendo finalmente la muerte de los organismos. En relación al plomo, el trabajo de Vázquez (2005) constituye uno de los pocos estudios realizados sobre *N. granulata* en Argentina. En este caso, el estadio de zoea I presentó una baja toxicidad al plomo en comparación con los otros metales ensayados. La autora sugiere que estas diferencias pueden deberse a una baja biodisponibilidad del plomo en los ambientes salinos, dado los complejos que forma este catión con los aniones de las sales presentes y disueltas en el agua salina. Por otro lado, en este trabajo se destaca la diferencia de toxicidad de ciertos metales tales como el zinc y el cadmio en función del estadio de desarrollo en el cual se encuentran los organismos. Se ha postulado que las envolturas embrionarias se transforman en una eficiente barrera de protección embrionaria (Glas et al., 1997) donde los metales pesados, particularmente cadmio y zinc pueden quedar secuestrados por su afinidad a los componentes de las membranas, quedando de este modo no disponibles para el embrión en desarrollo. De esta manera, existe una toxicidad diferencial con algunos metales pesados en ensayos con huevos desovados (embriones y envolturas embrionarias), y en larvas de vida libre de *N. granulata*.

Recientemente, Beltrame et al. (2008) realizaron los primeros bioensayos semiestáticos agudos con cadmio y zinc en juveniles de *N. granulata*. Este trabajo constituye el primer estudio integral acerca de las concentraciones de metales disueltos y sus efectos en cangrejos de la laguna costera de Mar Chiquita. En este caso, los valores de CL_{50} 96 h determinados fueron: 2,24 mgCd/L y 7,07 mgZn/L en una salinidad de 5, mientras que 15,42 mgCd/L y 11,41 mgZn/L a 25 ups. Por lo tanto, la toxicidad de los metales fueron mayores a menores salinidades y el efecto fue mayor para el Cd. Estos autores determinaron que los valores de CL_{50} (96 h) en el caso del Cd fue tres órdenes de magnitud mayor que la concentración disuelta de este mismo metal en la laguna costera. Con respecto al Zn los valores fueron similares a los registrados en el ambiente. Por otro lado, en comparación con otros estudios de Argentina (Ferrer et al. 2003; López Greco et al. 2001) de la misma especie, Beltrame et al. (2008) sugieren que los juveniles son más resistentes al Cd y al Zn que las larvas zoea I pero más sensibles que los adultos. A su vez, los juveniles del estuario de Bahía Blanca son levemente más resistentes que los de la laguna de Mar Chiquita (Ferrer et al., 2003).

Recientemente, Beltrame et al. (2010) evaluaron los efectos de la toxicidad del zinc sobre la muda y el crecimiento de juveniles de *N. granulata* de la laguna costera Mar Chiquita. Para ello expusieron los organismos a concentraciones subletales crecientes del metal (0; 0,5 y 1 mg/L) durante 6 meses, período involucrado entre dos mudas sucesivas. Los resultados de este estudio demuestran que el Zn no provocó variaciones en el tamaño de los individuos, por otro lado la concentración 1 mgZn/L retrasó el período de intermuda comparado con la condición control y de 0,5 mgZn/L. Los autores sugieren que este último efecto podría deberse

al impacto del metal en la regulación hormonal del proceso de muda. Por último observaron que el peso de los individuos posterior a la primer muda fue significativamente menor a elevadas concentraciones de Zn, mientras que luego de la segunda muda, si bien el peso fue menor a elevadas concentraciones, esta disminución no fue significativa comparada con el control y la concentración menor.

Otra especie muy estudiada en Argentina es el cangrejo *Lithodes santolla*, denominado comúnmente centolla, especie residente de las aguas del Canal Beagle. Amín *et al.* (1998) evaluaron los efectos del cadmio y del plomo sobre los huevos en su estadio tardío de *Lithodes santolla*, en términos de tasa de eclosión y anormalidades. Para ello, se ablacionaron los pleópodos con la masa de huevos de las hembras y los huevos fueron expuestos por 30 días a dos metales pesados: cadmio (0,2 y 2 mg/L) y a plomo (0,16 y 1,6 mg/L). A partir de estos ensayos se detectaron numerosas anormalidades tales como hidropesía: aumento en el volumen del tejido, especialmente en el cefalotórax; reducción del tamaño del cuerpo respecto al normal y atrofas en las distintas espinas. Los autores determinaron que el efecto de ambos metales pesados fue no específico, ya que en ambos casos aumentaron las malformaciones en comparación al control. A su vez, resaltaron que estas malformaciones también se observaron en larvas de *N. granulata* que fueron expuestas a cadmio en su etapa de huevos (Rodríguez y Medesani, 1994) y a pesticidas (Rodríguez y Pisanó, 1993). Sin embargo, la reducción en el tamaño de la larva no fue observado en *N. granulata*, pero si en neonatos del cladóceros *Daphnia magna*, lo cual pudo deberse a que el cadmio redujo las reservas del huevo.

Por otro lado, Amín *et al.* (1998) encontraron que ambos metales causan una eclosión temprana de larvas aún no desarrolladas. Mientras que el cadmio produjo un aumento significativo de la tasa de eclosión, el plomo causó lo contrario, una disminución significativa de la proporción de larvas eclosionadas; ambos respecto al control. Asimismo, el tiempo medio de eclosión se correlacionó inversamente con la incidencia de las anormalidades estructurales como la atrofia de las espinas y setas: a mayor tiempo de eclosión, menor proporción de anormalidades. El mayor tiempo promedio de eclosión (ET₅₀) ocurrió frente a la exposición al control (23,5 días) y a la mayor concentración de plomo (21,7 días), mientras que el menor fue frente a la mayor concentración de cadmio (16,7 días). Por último, los autores concluyen que es posible que la eclosión temprana de los huevos sea en respuesta al daño tóxico del cadmio. Los embriones tendrían preferencia por eclosionar antes como larvas nadadoras para poder evitar el estresor, aún cuando no hayan tenido tiempo de desarrollarse completamente. En el caso del plomo, las larvas ya eclosionan con malformaciones y como la tasa de eclosión está reducida, indica que una proporción significativa es inviable antes de eclosionar, probablemente debido a los efectos deletéreos del metal.

Posteriormente, Amín *et al.* (2003) realizaron ensayos de toxicidad con cadmio, plomo y zinc. El objetivo de dicho trabajo consistió en evaluar la toxicidad letal aguda y crónica de estos metales sobre las larvas de *Lithodes santolla*. Las larvas se obtuvieron a partir de hembras ovígeras recolectadas del ambiente y se esperó hasta la eclosión de sus huevos para seleccionar a las larvas activas nadadoras. En los ensayos agudos las series de concentración (mg/L) de metales utilizadas fueron: cadmio: 0,76- 1,53- 3,06- 6,12- 12,25; plomo: 1- 1,5- 2,1- 2,42- 2,51; zinc: 0,25- 2,5- 4,45- 7,74- 14,2- 25. Los autores no encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la CL₅₀ a 72 y 96 h en Cd, lo que indica una tendencia asintótica en la toxicidad. Sin embargo, hubo diferencias en la CL₅₀ a 96 h en la comparación

entre metales, resultando en la siguientes escala relativa de toxicidad: $Pb > Cd > Zn$ ($1.66 > 2.07 > 2.54$ mg/L). Con respecto a la CL_{50} a 96 h para cadmio, fue de un orden de magnitud mayor que aquellas calculadas para otras larvas de crustáceos. También ocurre lo mismo pero en menor medida con el catión fisiológico Zn. Amín et al. (2003) sugieren que la alta resistencia de la centolla estaría asociada a su gran tamaño, comparada con larvas de otros decápodos, y al carácter lecitotrófico de la larva, ya que le permite evitar la entrada de contaminantes por la vía digestiva. La mayor toxicidad se asoció al plomo, y los autores destacaron la relevancia ecotoxicológica de este resultado teniendo en cuenta las altas concentraciones de plomo halladas en el ambiente y resultados preliminares de experimentos in situ donde demostró la bioacumulación de plomo en organismos costeros como el mejillón *Mytilus edulis* (Amín et al., 2000). Con respecto a los ensayos crónicos, se expusieron larvas desde su eclosión hasta el estadio zoea III. Las concentraciones nominales de metales fueron: cadmio: 0,01- 0,1; plomo: 0,001- 0,01 y zinc: 0,005- 0,05 mg/L y se determinaron el tiempo letal (TL_{50}), el tiempo de muda y la proporción de muda. En todos los tratamientos excepto en 0,1 mg Cd/L, las larvas mudaron a zoea III o murieron después de 16 días de exposición. De esta manera, se pudieron distinguir dos grupos de acuerdo a la toxicidad ejercida por los metales: uno de ellos estuvo representado por las concentraciones más altas de Cd y Zn y causaron una mortalidad temprana (8,20 y 7,98 días). El otro grupo estuvo representado por las concentraciones más bajas de Cd y Zn y por ambas concentraciones de Pb, presentaron alto valores de TL_{50} produciendo el mismo efecto letal pero a mayores tiempos de exposición (14,40; 13,07; 12,99 y 13,31 días). Todos los metales en todas las concentraciones ensayadas redujeron el porcentaje de muda de un estadio al siguiente. En cuanto al tiempo de muda de la zoea I y II al siguiente estadio, presentó una tendencia a retrasarse en la mayoría de las concentraciones testeadas, causando el zinc el efecto mas significativo en el pasaje de un estadio al siguiente. El cadmio no produjo diferencias en el tiempo de muda, pero si una clara reducción en el porcentaje de muda a zoea III; es decir, en aquellas larvas que pudieron mudar no hubo retraso en el tiempo de muda. Las mayores concentraciones de plomo podrían ser efectivas en la inducción de metalotioneínas y/o en la acumulación de plomo en el caparazón. Estos mecanismos de depuración reducen significativamente la concentración de plomo libre dentro del organismo. Particularmente, el caparazón es un sitio de depósito importante de plomo, permitiendo la eliminación con la muda del metal acumulado. En relación al zinc, aunque en la bibliografía se reporta que es menos tóxico que el cadmio en el proceso de muda y regeneración, en este estudio Amín et al. (2003) observaron que es tan tóxico como el cadmio en cuanto a mortalidad y muda. Comparado con el plomo, el zinc también mostró una toxicidad crónica alta en términos de TL_{50} y de éxito de muda. Así, la menor toxicidad del zinc observada en los bioensayos agudos no puede ser extrapolada a la muda de las larvas, por lo menos lo que concierne hasta la zoea III. Ahora, teniendo en cuenta el desarrollo larval, el zinc mostró tener la misma toxicidad o mayor, que los otros metales ensayados.

Recientemente Amín y Comoglio (2010), analizaron los efectos de la toxicidad del cobre sobre el primer estadio larval de *L. santolla*, para lo cual realizaron ensayos agudos en dónde la serie de concentraciones de cobre utilizada fue: 160- 230- 350- 510- 740- 1100- 1160 $\mu\text{g/L}$. La CL_{50} (96h) obtenida fue de 298,5 $\mu\text{g/L}$ y el cobre resultó el metal más tóxico de los ensayados en larvas de centolla. Considerando estudios anteriores ya mencionados (Amín et al. 2003), se determinó la siguiente escala relativa de toxicidad aguda para larvas de *Lithodes santolla* $Cu >$

Pb > Cd > Zn (0,298 > 1,66 > 2,07 > 2,54 mg/L) y esta tendencia también fue observada en el isópodo *Exosphaeroma gigas*, donde el Cu fue más tóxico que el Cd y Zn (Giarratano et al., 2007). Vale aclarar que los valores de cobre hallados en la zona costera del Canal Beagle exceden los establecidos por la USEPA como criterio de calidad ambiental. En este trabajo, Amín y Comoglio (2010) también trabajaron sobre los biomarcadores fisiológicos tales como el consumo de oxígeno y excreción de amonio para lo cual se expusieron larvas eclosionadas la noche anterior a las distintas concentraciones subletales de cobre durante 96 hs. (0,80 y 160 µg/L). El consumo de oxígeno: aumentó levemente en los tratamientos pero no hubo diferencias significativas con respecto al control. En cuanto a la excreción de amonio, ésta disminuyó significativamente (60%) en la concentración más alta de cobre y los autores sugieren que puede atribuirse a una disminución en el catabolismo de proteínas y aminoácidos o a la inhabilidad de eliminar el exceso de amonio del cuerpo. La respuesta más consistente a la exposición al cobre es el daño en la excreción de amonio más que la disminución de su producción. Esta explicación sería la conveniente teniendo en cuenta que el consumo de oxígeno no cambió significativamente. Por otro lado, la relación atómica O : N, debido a la disminución de la excreción de amonio, aumentó un 117% en la mayor concentración de cobre respecto del control. Un bajo valor de esta relación corresponde a un período donde las proteínas son utilizadas ampliamente, mientras que los valores más altos están bien relacionados con la utilización de las reservas lipídicas. En este caso, los autores sugieren que la elevación de la relación se relaciona más con la disminución de la excreción de amonio que con el uso de las reservas lipídicas. En este trabajo también se analizaron biomarcadores bioquímicos tales como la lipoperoxidación (LPO), a distintas concentraciones de cobre (0, 40, 80 y 160 µg/L) durante 96 hs. Diariamente se tomaron submuestras para determinar LPO observándose su incremento de manera dependiente del tiempo y de la concentración de Cu. El cobre actúa como catalizador para los primeros pasos de la LPO. La LPO es considerada como el principal mecanismo por el cual los oxiradicales pueden causar daños en los tejidos, conduciendo al daño de la función celular y a alteraciones en las propiedades fisicoquímicas de las membranas celulares lo que finalmente afecta las funciones vitales. Los autores concluyeron que el aumento de la LPO causaría daños en los tejidos, lo cual estaría relacionado con la disminución de la excreción de amonio. También en este trabajo se determinó el contenido de agua corporal en submuestras de 24 y 96 hs para cada tratamiento. En todos los casos fue significativamente más alto en los tratamientos que en el control. Con respecto al tiempo de exposición, el contenido de agua a 96 hs fue significativamente mayor que a 24 hs en todos los tratamientos. La incorporación de agua es un mecanismo natural para el proceso de muda en los crustáceos. Por lo cual, los autores sugirieron que el aumento en el contenido de agua corporal pudo estar relacionado en parte, con el pasaje a zoea II. Sin embargo, destacaron que el principal modo de acción del cobre tiene que ver con la afectación de la permeabilidad de membrana y esto coincidió con el aumento observado en los tratamientos de cobre respecto del control.

Otros crustáceos ampliamente usados a nivel mundial en ensayos de toxicidad son los copépodos; sin embargo en Argentina los estudios con especies marinas o estuarinas son escasos. Fernández Severini (2008) realizó los primeros ensayos de toxicidad aguda (96 h) con cadmio en dos especies claves del estuario de Bahía Blanca: *Eurytemora americana* y *Acartia tonsa*. Estos organismos fueron expuestos a concentraciones de cadmio disueltas. En *A. tonsa*

el valor de CL_{50} (96 h) fue 70,11 $\mu\text{g Cd/L}$, mientras que para *E. americana* la concentración fue 23,6 $\mu\text{g Cd/L}$. Por lo tanto, *E. americana* resultó la especie más sensible al cadmio. Sin embargo, es necesario tener en cuenta que durante el ensayo con cadmio en *E. americana*, la salinidad fue significativamente inferior (28 ups) y por lo tanto la toxicidad de éste metal pudo haber aumentado al disminuir la salinidad. Cuando estos resultados fueron comparados con otras especies de copépodos de ambientes estuarinos se observó que tanto *A. tonsa* como *E. americana*, resultaron ser las especies más sensibles al cadmio.

Bioensayos con contaminantes orgánicos

Uno de los primeros ensayos de toxicidad con pesticidas en crustáceos en zonas costeras de Argentina corresponde a Rodríguez y Monserrat (1991), quienes analizaron el efecto del Paratión y del 2,4-D, sobre el consumo de oxígeno del cangrejo estuarial *N. granulata*. Para ello realizaron bioensayos agudos (96 h) y crónicos (15 a 30 días) y observaron que el Paratión, un insecticida organofosforado que causa la inhibición de la acetilcolinesterasa, provocó un incremento en el consumo de oxígeno en los cangrejos expuestos de manera aguda a 0,5 ppm, y bajo exposición crónica con dosis de 10 ppb del insecticida. Por otro lado, los cangrejos expuestos al herbicida 2,4-D en forma aguda, no demostraron cambios en el consumo de oxígeno, pero sí se observó un incremento en aquellos expuestos en forma crónica a concentraciones bajas (5 ppm) seguido por una disminución a concentraciones elevadas (50 ppm). Estos autores sugieren que los resultados obtenidos para el Paratión concuerdan con la excitación colinérgica anormal que provoca este compuesto en el sistema nervioso de los crustáceos. Por otro lado, el efecto del 2,4-D a bajas concentraciones es consecuente con la acción de desacople al nivel de la cadena respiratoria, mientras que a elevadas dosis del pesticida puede estar ocurriendo una inhibición de la enzimas involucradas en el ciclo de Krebs. La acción más rápida del Paratión con respecto al 2,4-D, puede ser explicada por su naturaleza neurotóxica.

En el mismo año, Rodríguez y Amin (1991) determinaron los valores de CL_{50} (96 h) para larvas zoea I y juveniles de *N. granulata* provenientes de la Bahía de Samborombón expuestos al Paratión y al 2,4-D. El primero mostró una toxicidad mucho mayor que el herbicida, tanto en las larvas como en los juveniles a las 96 hs de exposición. Lo mismo pudo observarse en un trabajo de Rodríguez y Lombardo (1991) trabajando con adultos de este cangrejo. Teniendo en cuenta ambos estudios, pudo determinarse que los estadios larvales son los más sensibles a ambos pesticidas, particularmente al 2,4-D. Por otro lado, los juveniles y adultos difirieron en su resistencia al Paratión, mientras que no lo hicieron frente al 2,4-D. Estos resultados coincidieron con los efectos hallados de pesticidas en varios estadios de otros crustáceos decápodos.

Posteriormente Rodríguez et al. (1992) evaluaron la toxicidad letal de los pesticidas Etilparatión y 2,4-D en hembras y machos de los cangrejos estuariales *Uca uruguayensis* y *N. granulata*, y en juveniles de esta última especie. La continua utilización de estos pesticidas causaría efectos adversos en los organismos habitantes del estuario del Río de la Plata, y de la zona costera de la Bahía de Samborombón. Estos autores observaron que bajo condiciones de exposición crónica durante cuatro semanas, los valores de CL_{50} para el paratión fueron independientes del tamaño de los organismos y de la especie. Lo contrario ocurrió cuando los cangrejos fueron expuestos a condiciones agudas. En todos los casos la toxicidad del paratión fue mayor que la del 2,4-D, aunque comparado con la CL_{50} aguda de otros pesticidas, el

paratión ejerció un efecto letal crónico mucho menor. Por otro lado se encontraron diferencias relacionadas con el sexo en *N. granulata* expuestos a 2,4-D. Las concentraciones más altas utilizadas para los ensayos crónicos fueron entre 4,3 y 6,7 veces menores que el valor de CL₅₀ 96 h determinado por Rodríguez y Lombardo (1991), quienes demostraron valores de CL₅₀ 96h del etilparatión 0,56 mg/L y 51 µg/L para las especies *N. granulata* y *U. uruguayensis* respectivamente. Estudios realizados en hembras ovígeras de la especie *N. granulata* demuestran que el paratión y 2,4-D provocan el aborto de las masas de huevos acarreadas por las hembras, con valores de concentración efectiva CE₅₀ causantes de la pérdida del acople de los huevos de 34 µg/L para el paratión y 7,4 mg/L para el 2,4-D. También en este mismo trabajo se observó que el paratión disminuye el número de larvas que eclosionan por hembra, mientras que el 2,4-D no lo afecta. Igualmente ambos pesticidas causan anormalidades morfológicas en las larvas eclosionadas, tales como edemas y atrofia de los ojos, pleon y espina dorsal. Mientras que la incidencia global de todos estos defectos es elevada con 2,4-D, el edema y atrofia ocular tiene una incidencia relativa más elevada en comparación con las otras anormalidades mencionadas a concentraciones de 1 µg/l de paratión.

En relación a los estudios recién mencionados, Rodríguez et al. (1994), expusieron cangrejos hembra de la misma especie, recolectados en la zona externa del estuario del Río de la Plata, a ensayos crónicos con los pesticidas paratión y 2,4-D, los cuales fueron detectados varias veces en niveles superiores a los permitidos en dicho estuario. Luego de dos meses de exposición a los pesticidas durante el período reproductivo, se pudo observar que el paratión provocó un incremento significativo en el tamaño de los oocitos previtelogénicos y vitelogénicos, así como también una pérdida de la forma esférica normal. Con el 2,4-D, se observó una disminución significativa en el tamaño de los oocitos vitelogénicos, mientras que el número de los folículos atrésicos aumentó debido a la exposición a este herbicida. Estos autores aclaran que aunque las concentraciones ensayadas fueron relativamente altas con respecto a los valores medios detectados en el mencionado estuario y sus afluentes, pueden ocurrir picos persistentes, y especialmente en los sedimentos, sugiriendo un riesgo potencial de los pesticidas estudiados para el comportamiento reproductivo de la fauna acuática.

Continuando con estudios en la misma especie, Ferrero et al. (2001) evaluaron la toxicidad aguda de los insecticidas malatión y deltametrina en cangrejos machos del estuario de Bahía Blanca. Mediante ensayos estáticos estimaron el parámetro CL₅₀, y su dependencia con el tamaño del caparazón de los individuos.

El criterio de muerte considerado fue la ausencia de movimiento o laxitud de los quelípedos. El ensayo se dio por finalizado a las 96 h y demostraron que la toxicidad de los compuestos varió sustancialmente, no observándose diferencias significativas ($p > 0,05$) en la CL₅₀ con respecto al ancho del caparazón (**Tabla 2**). Estas autoras también concluyen que *N. granulata* presenta mayor tolerancia al malatión que a la deltametrina.

Tabla 2: Valores de CL₅₀ en función del ancho del caparazón y del tipo de insecticida.

Insecticida	Ancho de caparazón (mm)	
	20,9 ± 0,73	33,0 ± 2,94
Malatión	13 (11,3-19,0)	19 (15,0-26,0)
Deltametrina	0,27 (0,25-0,45)	0,27 (0,25-0,45)

Chaufan et al. (2006), en un estudio más complejo demuestran los resultados obtenidos al analizar la transferencia de hexaclorobenceno (HCB), un hidrocarburo aromático polihalogenado catalogado como polutante orgánico persistente (POP) por la Convención de Estocolmo (USEPA, 2006), desde el alga verde *Chlorella kessleri* al cangrejo estuarial *N. granulata* recolectado en la playa Faro San Antonio. Observaron que el HCB ingresa en el alga, se acumula, y luego es transferido a los cangrejos, provocando en ambos organismos una disminución en la actividad de la uroporfirinógeno descarboxilasa. Los niveles de HCB en *C. kessleri* tratadas por 3 días fueron de $7,5 \pm 1,0$ ng HCB/ 10^6 células. Por otro lado los niveles de contaminante en hepatopáncreas de *N. granulata* alimentados por 2 semanas con algas tratadas con HCB fueron de 0-2,0 ng HCB/mg de proteína aumentando a 1,4-8,2 ng HCB/mg de proteína en las dos semanas posteriores. Además, detectaron niveles elevados de malondialdehído en el hepatopáncreas de los cangrejos luego de los ensayos de toxicidad, sugiriendo la inducción de la peroxidación lipídica por el hexaclorobenceno. Las defensas antioxidantes, tales como la actividad superóxido dismutasa y niveles de glutatión reducido, disminuyeron en relación a los valores normales luego de cuatro semanas de tratamiento. Al mismo tiempo, el índice hepatosomático, utilizado como un parámetro morfométrico, disminuyó un 20% con respecto a los valores controles. Finalmente, el análisis histológico reveló una desorganización del epitelio en los túbulos del hepatopáncreas, confirmando la existencia de un daño estructural provocado por el hexaclorobenceno.

Rodríguez et al. (2007) realizaron una revisión acerca de los efectos de algunos contaminantes sobre los procesos de regulación endócrina en crustáceos. En este trabajo se detallan cuáles son los principales disruptores endócrinos y sus diferentes efectos. Los contaminantes orgánicos tales como los xenoestrógenos y compuestos relacionados, así como los pesticidas inhiben los procesos de muda en crustáceos y se cree que estos disruptores interfieren con la ecdisona en tejidos blanco. Asimismo, el cadmio parece inhibir la secreción de ecdisoma y los compuestos juvenoides también parecen inhibir el proceso de muda, interfiriendo con el efecto estimulador del farnesoato de metilo, hormona juvenil de los crustáceos. Por otro lado, se ha demostrado que el plaguicida benzoato de emamectina promueve la muda. En cuanto al proceso de reproducción, los xenoestrógenos, juvenoides y ecdisteroides entre otros compuestos orgánicos, producen el desarrollo anormal de los caracteres sexuales secundarios tanto en machos como en hembras.

Recientemente Medesani et al. (2011) publicaron los resultados de la exposición de cangrejos adultos *Neohelice granulata*, recolectados en la Bahía de Samborombón, durante 96 h a 0,125 mg/L de paratión bajo completa sumersión. Esta concentración de pesticida representa el 25 % de su CL_{50} 96 h para cangrejos adultos. El bioensayo consistió en dos períodos de sumersión intercalados con un período de 6 horas de emersión, simulando este último el período de marea baja de su ambiente natural. En todas estas etapas se realizó la medición de la tasa cardíaca, frecuencia ventilatoria, y pH, pCO_2 y pO_2 hemolinfático. Los resultados demuestran una disminución en la tasa cardíaca en los cangrejos expuestos a paratión, pero solamente en los momentos de sumersión, cuando la actividad cardíaca es normalmente alta. En este sentido, los autores sugieren que el insecticida podría afectar la regulación neurológica del corazón, impidiendo el aumento normal de la actividad cardíaca. La frecuencia ventilatoria, pH hemolinfático y los demás parámetros gaseosos permanecieron

inalterados tanto en los períodos de sumersión como en los de inmersión total. Por otro lado, Medesani et al. (trabajo no publicado), observaron en cangrejos adultos de la misma especie, expuestos durante 96 h a 0,25 mg/L de paratión, daño en las branquias, e incremento de pCO₂ hemolinfático y lactato debido al impedimento del intercambio gaseoso, provocando acidosis sanguínea tanto de origen respiratorio como metabólico.

Amín y Comoglio (2002) también estudiaron los efectos de la fracción soluble del petróleo (diesel) sobre la supervivencia del primer estadio larval de *Lithodes santolla* (centolla) y de *Paralomis granulosa* (centollón). En ensayos agudos se expusieron larvas recién eclosionadas de ambas especies por 96 h y la serie de concentración de diesel utilizada fue: 6,6- 10- 15- 22,5- 33,75- 50,6 y 75,9 (como porcentaje de la FSA: fracción soluble en agua). El efecto observado fue la ausencia de latido cardíaco, aunque también se observaron fallas en la natación como otro indicador de daño. La CL₅₀ 96 h para la centolla fue 18,64%, mientras que para el centollón fue 27,57%, indicando que las larvas de centolla fueron significativamente más sensibles al diesel que las de centollón. Estos mismos autores llevaron a cabo ensayos crónicos en los cuales se expusieron larvas recién eclosionadas de centolla a las siguientes concentraciones nominales subletales de diesel: 9- 13- 19 y 29 (como porcentaje de la FSA) con el objetivo de registrar el porcentaje acumulado de muda de zoea I a zoea II y el tiempo de vida medio en zoeas I. A partir de los resultados se detectaron diferencias significativas, siendo el porcentaje de muda obtenido en el control (76,6%) mayor que el de los tratamientos (60%, 23,3% y 16,7% en las concentraciones 9, 13 y 19). Mientras que en la FSA del 29% no se obtuvieron mudas a zoea II. Por último, no se registraron diferencias en el tiempo medio en que las zoeas I alcanzaron el estadio II, porque el del control fue de 4,46 días y los tratamientos de 4,56 días, 4,47 días y 4,66 días en las concentraciones de 9, 13 y 19 respectivamente.

CONCLUSIONES

En este capítulo se destaca la importancia de la ecotoxicología y ecofisiología y el uso de bioindicadores y biomarcadores como herramientas fundamentales para estudiar la problemática de la contaminación ambiental. En este sentido, una forma de abordar exhaustivamente esta temática es a través del trabajo multidisciplinario, mediante la integración de grupos de especialistas, con el propósito de analizar la información existente, identificar su relevancia ecológica y generar una base de datos, así como también obtener nueva información. Si bien la problemática ambiental es compleja, las investigaciones multidisciplinarias afortunadamente se han ido incrementando con el tiempo. Particularmente en Argentina, son cada vez más los estudios que abarcan aspectos toxicológicos y biológicos a diferentes niveles de organización, junto a las tradicionales mediciones de los parámetros físico-químicos en el ambiente.

De esta manera, mediante los esfuerzos multidisciplinarios se podrá lograr el objetivo final de los estudios de contaminación ambiental: la protección del hombre, del ambiente y de sus recursos.

REFERENCIAS

- Adam S., Pawert M., Lehmann R., Roth B., Müller E., Triebkorn R. 2001. Physicochemical and morphological characterization of two small polluted streams in southwest Germany. *J. Aq. Ecosyst. Stress and Recovery* 8: 179-94.
- Ahmad I., Maria V.L., Oliveira M., Serafim A., Bebianno M.J., Pacheco M., Santos M.A. 2008. DNA damage and lipid peroxidation vs. protection responses in the gill of *Dicentrarchus labrax* from a contaminated coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Sci. Tot. Env.* 406: 298-307.
- Amín O., Comoglio L. 2002. Toxicidad del petróleo diesel en el primer estadio larval de la centolla (*Lithodes santolla*) y del centollón (*Paralomis granulosa*). *Rev. Biol. Mar. y Oceanog.*, 37: 139-144.
- Amín O., Rodríguez E.M., Hernando M., Comoglio L.I., López L.S., Medesani D.A. 1998. Effects of lead and cadmium on hatching of the southern king crab *Lithodes santolla* (Decapoda, Anomura). *Invert. Reprod. and Develop.* 33: 81-85.
- Amín O.A., Comoglio L.I., Ferrer L., Marcovecchio J.E. 2000. Variación en la concentración de plomo, zinc y cadmio en el mejillón *Mytilus edulis* transplantado dentro de la Bahía de Ushuaia, Tierra del Fuego. *Proc. Jorn. Nac.Cs. del Mar*, 11-14 de Septiembre de 2000, Pto. Madryn, Argentina. 31pp.
- Amín O.A., Comoglio L.I., Rodríguez E.M. 2003. Toxicity of Cadmium, Lead, and Zinc to Larval Stages of *Lithodes santolla* (Decapoda, Anomura). *Bull. Env. Cont. and Toxicol.* 71: 527-534.
- Amín O.A., Comoglio L.I. 2010. Effects of copper on the physiological responses of the commercial crab *Lithodes santolla* (Decapoda: Anomura) larvae. *Scientia Marina* 74: 215-221.
- APHA-AWWA-WEF. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Clesceri, Greenberg, Eaton (Eds), 20 th Ed., American Public Health Association, Washington (USA). 896pp.
- Beltrame M.O., De Marco S.G., Marcovecchio J.E. 2008. Cadmium and Zinc in Mar Chiquita Coastal Lagoon (Argentina): Salinity Effects on Lethal Toxicity in Juveniles of the Burrowing Crab *Chasmagnathus granulatus*. *Arch. Env. Cont. and Toxicol.* 55: 78-85.
- Beltrame M.O., De Marco S.G., Marcovecchio J.E. 2010. Effects of zinc on molting and body weight of the estuarine crab *Neohelice granulata* (Brachyura: Varunidae). *Sci.Tot. Env.* 408: 531-536.
- Bigi R., Verrengia-Guerrero N., Rodríguez E.M., Kesten E., Medesani D.A. 1996. Acute lethal toxicity and bioaccumulation of cadmium in the estuarine crab *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Brachyura). *En: Pollution Processes in Coastal Environments*, Marcovecchio (Ed). Mar del Plata. Argentina. 292-295.
- Cairns Jr. J. 1982. *Biological Monitoring in Water Pollution*, Cairns Jr. (Ed), Pergamon Press, N.Y., 7-11.
- Cairns Jr. J., van der Schalie W.H. 1982. Biological monitoring. I-Early warning systems. *Wat. Res.* 14: 1179 -96.
- Cairns Jr. J., Pratt J.R. 1989. The scientific basis of bioassays. *En: Environmental Bioassay Techniques and their Application*, Munawar Dixon, Mayfield, Reynoldson, Sadar (Eds), *Hydrobiol.* 188/189: 5-20.
- Chapman P. 1995. Ecotoxicology and Pollution-Key Issues. *Mar. Poll. Bull.* 31: 167-177.
- Chapman P.M., Wang F., Janssen C.R., Goulet R.R., Kamunde C.N. 2003. Conducting ecological risk assessments of inorganic metals and metalloids: Current status. *Human and Ecol. Risk Assess.* 9: 641-697.
- Chaufan G., Juárez A., Basack S., Ithuralde E., Sabatini S.E., Genovese G., Oneto M.L., Kesten E., Ríos de Molina M.C. 2006. Toxicity of hexachlorobenzene and its transference from microalgae (*Chlorella kessleri*) to crabs (*Chasmagnathus granulatus*). *Toxicology* 227: 262-270.
- Cowill U.M. 1987. Critical analysis of factors affecting the sensibility of zooplankton and the reproducibility of toxicity test results. *Wat. Res.* 21: 1453 -62.
- Dallinger R., Rainbow P. 1993. *Ecotoxicology of metals in invertebrates*. Lewis. SETAC, Florida, 461pp.
- Depledge M.H. 1993. The rational basis for the use of biomarkers as ecotoxicological tools. *En: Nondestructive biomarkers in vertebrates*. Fossi, Leonzio (Eds). Lewis Pub. Boca Raton, FL, 271-285.
- Depledge M.H., Amaral-Mendes J.J., Daniel B., Halbrook R.S., Kloeppersams P., Moore M.N., Peakall D.B. 1993. The conceptual basis of the biomarker approach. *En: Biomarker: Research and application in the assessment of environmental health*. Peakall, Shugart (Eds). NATO ASI Ser., Berlin, 15-29.
- de la Torre F.R., Salibián A., Ferrari L. 2007. Assessment of the pollution impact on biomarkers of effect of a freshwater fish. *Chemosphere* 68: 1582 - 90.
- Espina S., Vanegas C. 2005. Ecofisiología y Ecotoxicología *En: Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. 2da Ed. Botello, Rendón von Osten, Gold-Bouchot, Agraz-Hernández (Eds), Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nac. Autón. de México, 53-78.

- Fernández Severini M.D. 2008. Distribución y toxicidad de algunos metales pesados en el zooplancton de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Tesis Doctoral. Univ. Nac. del Sur. 281 pp.
- Ferrer L., Contardi E., Andrade S.J., Asteasuain R., Pucci A.E., Marcovecchio J.E. 2000. Environmental cadmium and lead concentrations in the Bahía Blanca Estuary (Argentina). Potential toxic effects of Cd and Pb on crab larvae. *Oceanologia* 42: 493-504.
- Ferrer L., Andrade S.J., Contardi E., Asteasuain R., Marcovecchio J.E. 2003. Copper and zinc concentrations in Bahía Blanca Estuary (Argentina), and their acute lethal effects on larvae of the crab *Chasmagnathus granulata*. *Chem. Speciat. and Bioavailab.* 15: 7-14.
- Ferrer L., Andrade S.J., Asteasuain R., Marcovecchio J.E. 2006. Acute toxicities of four metals on the early life stages of the crab *Chasmagnathus granulata* from Bahía Blanca estuary, Argentina. *Ecotoxicol. and Env. Safety* 65: 209-217.
- Ferrero A.A., Gutiérrez M.M., Cervellini P.M. 2001. Evaluación en laboratorio de la toxicidad aguda de los insecticidas malatión y deltametrina en *Chasmagnathus granulata* Dana (Crustacea, Brachyura, Grapsidae). *Invest. Mar., Valparaíso*, 29: 107-111.
- Flammarion P., Devaux A., Nehls S., Migeon B., Noury P., Garric J. 2002. Multibiomarker responses in fish from the Moselle River (France). *Ecotoxicol. and Env. Safety* 51: 145-53.
- Giarratano E., Comoglio L., Amín O. 2007. Heavy metal toxicity in *Exosphaeroma gigas* (Crustacea, Isopoda) from the coastal zone of Beagle Channel. *Ecotoxicol. and Env. Safety* 68: 451-462.
- Glas P., Courtney L., Rayburn J., Fisher W. 1997. Embryonic coat of the grass shrimp *Palaemonetes pugio*. *Biological Bull.* 192: 231-242.
- Gray J.S. 1974. Synergistic effect of three heavy metals on growth rates of a marine ciliate protozoan. *En: Pollution and Physiology of Marine Organisms*. Vernberg, Vernberg (Eds) Acad. Press. New York, 465-485.
- Greenslade P. 2007. The potencial of Collembolla to act as indicators of landscape stress in Australia. *Australian J. Exper. Agricult.* 47: 424-434.
- Holsbeek L.J., Claude R., Debacker V., Ali I.B., Roose P.N, Gobert J.P.S., Bouquegneau J.M, Bossicart M. 1999. Heavy metals, organochlorines and polycyclic aromatic hydrocarbons in sperm whales stranded in the southern North Sea during the 1994/1995 winter. *Mar. Poll. Bull.* 38: 304-313.
- Kogan M., López Greco L.S., Rodríguez E.M. 2000. Effects of cadmium on somatic and gonadal growth of juvenile females of the estuarine crab *Chasmagnathus granulata* (Brachyura, Grapsidae). *Zool. Studies* 39. 344-350.
- Lagadic L., Caquet T. 1998. Invertebrates in Testing of Environmental Chemicals: Are They Alternatives? *Env. Health and Persp.* 106: 593-611.
- Lam P.K.S., Gray J.S. 2003. The use of biomarkers in environmental monitoring programmes. *Mar. Poll. Bull.* 46: 182-186.
- Lavolpe M. 2002. Efectos del Zinc sobre la embriogénesis y la eclosión larval de *C. granulata* (Decápoda Brachyura). Tesis de Licenciatura en Cs. Biológicas, Mar del Plata. 62p.
- Lavolpe M., López Greco L., Kesselman D., Rodríguez E. 2004. Differential toxicity of copper, zinc, and lead during the embryonic development of *Chasmagnathus granulatus* (Brachyura, varunidae). *Env. Toxicol. and Chem.* 23: 960-967.
- López Greco L.S., Sánchez,M.V., Nicoloso G.L., Medesani D.A., Rodríguez E.M. 2001. Toxicity of cadmium and copper on larval and juvenile stages of the estuarine crab *Chasmagnathus granulata* (Brachyura, Grapsidae). *Arch. Env. Cont. and Toxicol.* 41: 333-338.
- López Greco L.S., Rodríguez E.M., Hernández G., Bolaños J. 2002. Effects of copper on hatching of larvae and prezoaeae survival of *Petrolisthes galathinus* (Porcellanidae): assays with ovigerous females and isolated eggs. *Env. Res.* 90: 40-46.
- Magalhães D.P., Ferrão Filho A.S. 2008. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis* 12: 355-381.
- McCarthy J.F., Shugart L.R. 1990. *Biomarkers of environmental contamination*. Lewis Pub.. Boca Raton.
- Medesani D.A., López Greco L.S., Rodríguez E.M. 2001. Effects of cadmium and copper on hormonal regulation of glycemia by the eyestalks in the crab *Chasmagnathus granulata*. *Bull. Env. Cont. and Toxicol.* 66: 71-76.
- Medesani D.A., López Greco L.S., Rodríguez E.M. 2004. Interference of cadmium and copper with the endocrine control of ovarian growth in the estuarine crab *Chasmagnathus granulata*. *Aq.Toxicol.* 69: 165-174.

- Medesani D.A., Cervino C.O., Ansaldo M., Rodríguez E.M. 2011. Effects of parathion on cardiac rate, ventilatory frequency and hemolymphatic gas levels in the estuarine crab *Neohelice granulata* (Decapoda, Brachyura). *J. Toxicol. Env. Health Sc.* 3: 74-79.
- Medina M., Barata C. 2004. Static-renewal culture of *Acartia tonsa* (Copepoda: Calanoida) for ecotoxicological testing. *Aquaculture* 229: 203-213.
- Nascimento I.A., Pereira S.A., Leite M.B. 2008. Biomarcadores como instrumentos preventivos de poluição. En: *Ecotoxicologia: Princípios e Aplicações*. Zagatto, Betoletti (Eds). São Carlos, 413-432.
- Oertel N., Salánki J. 2003. Biomonitoring and bioindicators in aquatic ecosystems. En: *Modern trends in applied aquatic ecology*. Ambasht, Ambasht (Eds). Kluwer Acad. Nueva York. 219-46.
- Pratt, J.R. 1990. Aquatic community response to stress: prediction and detection of adverse effects. En: *Aquatic Toxicology and Risk Assessment*, Landis, Van Der Schaile (Eds).ASTM. Philadelphia, 16-26.
- Rodríguez E.M. 1991. Efectos letales y subletales de dos plaguicidas sobre las especies *Uca uruguayensis* y *Chasmagnathus granulata* (cangrejal bonaerense). Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires, Argentina, 219 pp.
- Rodríguez E.M. 2006. Biomarcadores en fauna acuática: estudios de campo y de laboratorio, en un contexto ecotoxicológico. En *Genética Toxicológica*, Carballo, Mudry (Eds), Ed. Los Cuatro Vientos, Buenos Aires, 459-479.
- Rodríguez E.M., Amín O. 1991. Acute toxicity of parathion and 2,4 D to larval and juvenile stages of *Chasmagnathus granulatus* (Decapoda, Brachyura). *Bull. Env. Cont. Toxicol.* 47: 634-640.
- Rodríguez E.M., Lombardo R.J. 1991. Acute toxicity of parathion and 2,4D to estuarine adult crabs. *Bull. Env. Cont. Toxicol.* 46: 576-582.
- Rodríguez E.M., Monserrat J.M. 1991. Acute and chronic effects of parathion and 2,4 D on the oxygen consumption of *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Brachyura). *Acta Physiol. Pharmacol. et Therap. Latinoam.* 1: 201-10.
- Rodríguez E.M., Montserrat J.M., Amín O.A. 1992. Chronic toxicity of ethyl parathion and isobutoxy-ethanol ester of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid to estuarine juvenile and adult crabs.. *Arch. Env. Cont. Toxicol.* 22: 140-145.
- Rodríguez E.M., Pisanó A. 1993. Effects of parathion and 2,4-d to eggs incubation and larvae hatching *Chasmagnathus granulata* (decapoda, brachyura) *Comp. Biochem. Physiol. C: Comp. Pharmacol.* 104: 71-78.
- Rodríguez E., Medesani D. 1994. Pathological lesions in larvae hatched from ovigerous females of *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Brachyura) exposed to cadmium. *Experientia* 50: 975-977.
- Rodríguez E.M., Schuldt M., Romano L. 1994. Chronic histopathological effects of parathion and 2,4-D on female gonads of *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Brachyura). *Food and Chem.Toxicol.* 32: 811 - 818.
- Rodríguez E., Monserrat J., Medesani D., Bigi R., Rodríguez Moreno P., López Greco L., Stella V., Cervino C., Ausaldo M. 1998. Efectos Letales y Subletales de plaguicidas y metales pesados en cangrejos de estuario. Revisión de una década de investigaciones. *Museo Arg. Cs. Nat. B. Rivadavia e Inst. Nac. de Inv. Cs. Naturales* 150: 1-17.
- Rodríguez E., Medesani D., Bigi R., Stella V., López Greco L., Moreno P., Monserrat J., Pellerano G., Ansaldo M. 2001. Acute and chronic effects of cadmium on blood homeostasis of an estuarine crab, *Chasmagnathus granulata*, and the modifying effect of salinity. *Braz. J. Med. Biol. Res.* 34: 509-518.
- Rodríguez Moreno P.A., Medesani D.A., Rodríguez E.M. 2003. Inhibition of molting by cadmium in the crab *Chasmagnathus granulata* (Decapoda Brachyura). *Aq. Toxicol.* 64 155-164.
- Rodríguez E.M., Medesani D.A., Fingerman M. 2007. Endocrine disruption in crustaceans due to pollutants: A review. *Comp. Biochem. Physiol.* 146A: 661-671.
- Römbke J., García M. 2000. Assessment of ecotoxicological effects of pesticides on the soil fauna and soil process under tropical conditions, *Proc. German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosyst. – Achievements and Prospects of Comparative Research*, Hamburg.
- Ronco A., Díaz Báez M.C., Pica Granados Y. 2004. Conceptos generales. En: *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*, Castillo Morales (Ed.), Centro Intern. Inv. Desarrollo, Canadá - IMTA, México, 17-22.
- Sánchez M.V., Cahansky A.V., López Greco L., Rodríguez E.M. 2005. Toxicity of mercury during the embryonic development of *Chasmagnathus granulatus* (Brachyura, Varunidae). *Env. Res.* 99: 72-78.
- Sanders B. 1990. Stress proteins: potential multitiered biomarkers. En: *Biomarker of Environmental Contamination*, McCarthy, Shugart (Eds). Lewis Pub., Boca Ratón, 165p.

- Sarkar A. 1994. Occurrence and distribution of persistent chlorinated hydrocarbons in the seas around India. *En: The oceans: physicochemical dynamics and resources*. Majumdar, Miller, Forbes, Schmalz Panah (Eds), The Pennsylvania Academy of Science, PA, 445-459.
- Schmitt C.J., Hinck J.E., Blazer V.S., Denslow N.D., Dethloff G.M., Bartish T.M. 2005. Environmental contaminants and biomarker responses in fish from the Rio Grande and its U.S. tributaries: spatial and temporal trends. *Sci Tot. Env.* 350: 161-93.
- Sherman R., Gloss S., Lion W. 1987. A comparison of toxicity tests conducted in the laboratory and experimental ponds using cadmium and the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Wat. Res.* 21: 317-323.
- Sibley P.K., Chappel M.J., George T.K., Solomon K.R., Liber K. 2000. Integrating effects of stressors across levels of biological organization: examples using organophosphorus insecticide mixtures in field-level exposures. *J. Aq. Ecosyst. Stress and Recov.* 7: 117-30.
- Silva J., Heuser V., Andrade V. 2003. Biomonitoramento Ambiental. *En: Genética Toxicológica, Alcance*, Silva, Erdtmann, Henriques (Eds). Porto Alegre 167-178.
- Stegeman J.J., Browner M., Di Giulio R.T., Forlin L., Fowler B., Sanders B.M., Van Veld P.A. 1992. Molecular Responses to Environmental Contamination: Enzyme and Protein Systems as Indicators of Chemical Exposure and Effect. *En: Biomarkers: Biochemical, Physiological, and Histological Markers of Anthropogenic Stress*, Huggett, Kimerle, Mehrle, Bergman (Eds), SETAC-Lewis Pub., Boca Raton, 235-335.
- Thompson H.M., Grieg-Smith P.W. 1991. Monitoring the effects of agricultural pesticides on wildlife. *En: Bioindicators and Environmental Management*. Jeffrey, Madden (Eds), Acad. Press. 79-94.
- Truhaut R. 1977. Eco-Toxicology - Objectives, Principles and Perspectives. *Ecotoxicol. Env. Safety* 1: 151-173.
- USEPA 2006. *Persistent organic pollutant: a global issue, a global response*. EPA 160-F-02-001. www.epa.gov/international/toxics/brochure.html.
- Vázquez F. 2005. Toxicidad Comparada de Zinc, Plomo y Mercurio para Zoea I de *Chasmagnathus granulatus* (Brachyura). Tesis de Licenciatura. Universidad de Belgrano. 29 pp.
- Vitale A.M., Monserrat J.M., Castillo P., Rodríguez E.M. 1999. Inhibitory effects of cadmium on carbonic anhydrase activity and ionic regulation of the estuarine crab *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Grapsidae) *Comp. Biochem. Physiol. C* 122: 121-129.
- Waldichuck M. 1974. Some biological concerns in heavy metal pollution. *En: Pollution and Physiology of Marine Organisms*. Vernberg, Vernberg. (Eds). Academic Press Inc. New York. 1-57.
- Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M., Peakall D.B. 2001. *Principles of ecotoxicology*. 2nd ed Taylor & Francis. Nueva York, 163-78.
- Wang Y., Zheng R., Zuo Z., Chen Y., Wang C. 2008. Relation of hepatic EROD activity and cytochrome P4501A level in *Sebastiscus marmoratus* exposed to benzo[a]pyrene. *J. Env. Sci.* 20: 101-104.
- Wedemeyer G.A., McLeay D.J. 1981. Methods for determining the tolerance of fishes to environmental stressors. *En: Stress and Fish..* Pickering (Ed).. Academic Press. London, 247-275.
- WHO (1993) Biomarkers in risk assessment: concepts and principles. *Environmental Health Criteria No. 155*. IPCS/WHO. Geneva.
- Zapata V., López Greco L., Rodríguez E.M. 2001. Effect of copper on hatching and development of larvae of the estuarine crab *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Brachyura). *Env. Toxicol. Chem.* 20: 1579-1583.

CAPÍTULO 15

PROGRAMAS DE MONITOREO EN ESTUARIOS: ESTUDIOS A LARGO PLAZO

Jorge Marcovecchio, Rubén H. Freije, Sandra Botté, Carla Spetter, Andrés Arias, Melisa Fernández Severini, Natalia Buzzi, Silvia De Marco, Vanesa Negrin, Pia Simonetti, Valeria Guinder, Cecilia Popovich, Marcelo Pereyra

¿Qué es un Programa de Monitoreo?

Se llama “monitoreo” a un sistema continuo de observación y control de medidas y evaluaciones para un propósito definido. El monitoreo es una herramienta importante en el proceso de evaluación de impactos, y en cualquier programa de seguimiento y control (Sors, 1987). Actualmente existe un fuerte consenso sobre que el monitoreo ambiental no es un fin en sí mismo, sino un paso esencial en los procesos de administración del ambiente (Stelzenmüller *et al.*, 2013). Teniendo en cuenta los conceptos previamente mencionados, se puede observar la importancia que actualmente tiene el monitoreo en los diversos procesos de la actividad humana. Además, y tal como acertadamente se menciona, es una herramienta fundamental dentro de todo aquel desarrollo o procedimiento que se desee llevar a cabo de manera controlada y segura (Collins *et al.*, 2012).

El monitoreo no es una actividad independiente, sino más bien una parte de un proceso más amplio que puede estar científicamente orientado a la conservación o la gestión (Nichols y Williams, 2006). El paradigma dominante sobre el que se basa la ciencia del monitoreo es la evaluación de los cambios en las variables ambientales seleccionadas entre tratamientos y áreas de control, así como su evolución en el tiempo tras la aplicación de un régimen de gestión (Tulloch *et al.*, 2011).

Los programas de monitoreo consisten en realizar una vigilancia permanente de un sistema natural, controlando el estado y evolución de sus variables, cuantificando las variaciones que se producen, e identificando los motivos que las generaron. Hay diferentes estrategias de trabajo, tanto espaciales como temporales, y pueden desarrollarse exclusivamente en base a datos de campo, en base a datos experimentales, o combinando ambos. Cuando estos programas se llevan a cabo por plazos prolongados (por ejemplo, decadales), el conjunto de información que van proveyendo constituye una base sólida sobre la cual es posible caracterizar con precisión la estructura y funcionamiento del sistema bajo estudio. Siempre y cuando se mantenga la continuidad del monitoreo, se puede sostener que a medida que el programa tiene más antigüedad (por lo tanto más cantidad de información) es más sencillo identificar una anomalía o variación significativa en alguno de los parámetros estudiados, teniendo en cuenta que la distribución de valores “normales” será muy densa, y por lo tanto los que se alejen de ese modelo serán fácilmente distinguibles.

Otro tipo de alternativa de trabajo es la aplicación de bancos de muestras ambientales (ESB – environmental specimen bank – por su sigla en inglés) que pueden resultar de enorme utilidad, ya que permiten establecer Redes de Monitoreo Ambiental (Wise *et al.*, 1993; Giege *et*

al., 1995.) con el objetivo de la detección temprana de modificaciones en los parámetros evaluados (por ejemplo, concentraciones crecientes de contaminantes conocidos). Este proceso constituye un desarrollo de monitoreos en tiempo real (Viana et al., 2010), que resulta de enorme aplicación en procesos de gestión y control. En este caso, y luego de haber desarrollado un programa de monitoreo por un plazo suficientemente largo como para tener caracterizado el funcionamiento del sistema, se almacenan ejemplares de una o varias especies claves del ambiente estudiado, y se las utiliza como referencia permanente para comparar valores del parámetro evaluado obtenidos en diferentes momentos.

Una situación de estudio particular es el uso de indicadores ambientales (por ej.: bioindicadores, geoindicadores, “biomarkers”, etc) que permitan monitorear el sistema a través de variaciones registradas en una especie, tipo de sedimento, moléculas, etc. Es un método muy práctico y dinámico, pero que requiere de un conocimiento muy profundo y consolidado del ambiente evaluado. La aplicación incorrecta, mal fundamentada o inconsistente de estas técnicas puede llevar a conclusiones falsas, y posteriormente a medidas de gestión innecesarias o inadecuadas.

En el caso particular de los Métodos de Control de Calidad de Agua, es justo decir que este tipo de monitoreo a menudo se ha visto como un ejercicio práctico por los que inician un programa. La filosofía subyacente de por qué el seguimiento debería realizarse tiende a ser descuidada. Preguntarse por qué, sin embargo, conduce a un paso esencial en la formulación de los objetivos para los que se obtiene la información. La elección de cómo monitorear queda entonces acotada, considerando que sólo algunas acciones de muestreo y procesamiento de los datos permiten alcanzar los objetivos de la información (Dixon, 1995). De hecho, tanto la elección de los métodos de análisis de datos como los métodos estadísticos y procedimientos sobre como hacer las observaciones deben hacerse antes de la toma de muestras. Además, el concepto de la calidad del agua se debe definir a priori en términos de indicadores que se puedan observar y cuantificar (Dixon y Chiswell, 1996).

Monitoreos a largo plazo

En la bibliografía especializada se pueden encontrar numerosas definiciones y marcos conceptuales sobre el proceso de *Monitoreo a largo plazo* (MLP), y en tal sentido y a los efectos de esta revisión consideraremos el MLP como “repetidas mediciones empíricas basadas en trabajo de campo, recogidas en forma continua, y posteriormente analizadas por lo menos durante 10 años” (Lindenmayer y Likens, 2010).

En algunos ámbitos se tiende a subestimar el valor científico del monitoreo, sin saber que la estructuración de un MLP requiere necesariamente de excelente trabajo de investigación científica (Yoccoz et al., 2001; Nichols y Williams, 2006). En principio se debe destacar que la buena Ciencia, y por lo tanto los buenos MLP, comienzan con *buena preguntas*. Algunas de las consideraciones que debemos tener presentes para formular “buenas preguntas” son las siguientes:

- (1) Pensar críticamente.

- (2) Construir sólidos modelos conceptuales que representen el funcionamiento de los ecosistemas estudiados (por ejemplo, Bormann y Likens, 1967).
- (3) Evaluar verdaderas preguntas (Walters, 1986) sobre políticas relevantes para la gestión (Russell-Smith *et al.*, 2003).
- (4) Promover el diálogo abierto entre los científicos y los dirigentes a cargo de la gestión (Lawton, 2007; Likens, 1989; Likens *et al.*, 2009).
- (5) Evaluar críticamente el diseño y oportunismo del estudio propuesto.

En este sentido es importante aclarar que no consideramos monitoreo a largo plazo a las nuevas visitas (o re-visitas) a un sitio después de una ausencia prolongada (por ejemplo, Currie y Parry, 1999; Smith *et al.*, 2007), así como a mediciones eventuales discontinuadas en el tiempo.

En función a su estructura y diseño, podemos diferenciar tres tipos principales de Programas de Monitoreo:

Monitoreo pasivo o impulsado por la curiosidad. Este es el monitoreo desprovisto de preguntas específicas o diseño subyacente del estudio, y con poco o ningún propósito que no sea la curiosidad. Su utilidad es muy limitada para abordar los problemas ambientales o para el descubrimiento de cómo el mundo funciona, porque no está impulsada por hipótesis y porque carece de intervenciones de gestión o de diferentes tratamientos experimentales que facilitan la comprensión científica de esas cosas como respuesta de los ecosistemas a las perturbaciones naturales o humanas.

Monitoreo mandatorio o dirigido. En este tipo de monitoreo se recogen los datos ambientales tal y como lo estipula algún requisito de la legislación gubernamental o político (por ej.: una directiva sobre el monitoreo del clima o el caudal del río, etc.). Lo usual es que tengan enormes exigencias de calidad, y que deban seguir estrictos protocolos para asegurar la validez de la información recogida. El diseño de este tipo de monitoreo no trata de identificar o entender el mecanismo que produce un cambio en un ecosistema o una entidad, sino solamente de detectar su existencia.

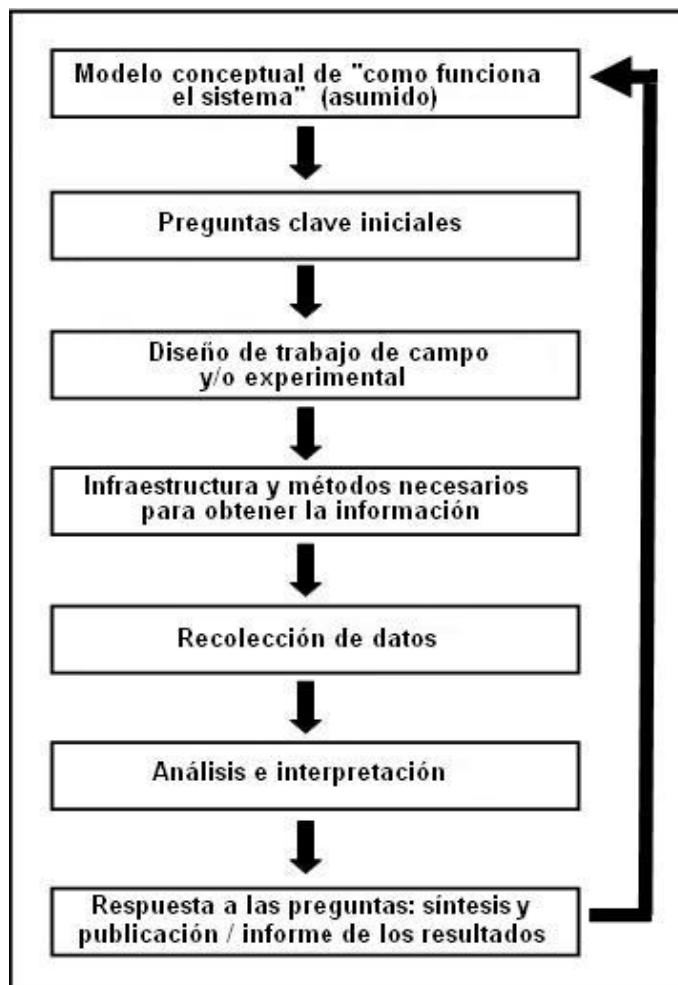
Monitoreo impulsado por preguntas. Este es el monitoreo guiado por un modelo conceptual y por un diseño riguroso del estudio. El uso de un modelo conceptual típicamente resultará en predicciones a priori que pueden ser probadas como parte del desarrollo del programa. A menudo, este tipo de aprendizaje está caracterizado por fuertes intervenciones de gestión contrastantes (Carpenter *et al.*, 1995). En el lenguaje estadístico, este tipo de estudios podría denominarse “estudios con intervenciones longitudinales” (por ejemplo Lindenmayer *et al.*, 2008). Por lo tanto, estos enfoques pueden conducir a generar una capacidad predictiva sólida, y permitir a un investigador plantear nuevas preguntas. Así, un programa de monitoreo puede evolucionar a medida que cambian las preguntas clave. La capacidad predictiva puede ser de gran valor para los investigadores, administradores de recursos y tomadores de decisiones, en

contraste con las líneas de tendencia simples obtenidas a partir de muchos programas de vigilancia dirigidos.

Estructura de un Programa de Monitoreo a Largo Plazo

Es importante tener en claro que un MLP no se limita simplemente a realizar una gran recolección de datos y su correspondiente almacenamiento, sino que debe cumplir una serie secuencial de pasos que constituyen un Ciclo de monitoreo. Cuanto mayor sea el número de ciclos de monitoreo que tenga el MLP, mayor será su eficiencia, más fácil será la interpretación de la información generada, se identificarán con mayor velocidad y certeza las anomalías, se simplificarán las tareas de evaluación, y las conclusiones a las que se arriben permitirán tomar mejores medidas de gestión a las Autoridades correspondientes.

Un esquema tentativo de un MLP sería el siguiente: Tal y como se vislumbra a partir de la **Fig. 15.1**, hay algunas propiedades de los MLP que los distinguen particularmente, y que enmarcan muchas de sus ventajas. Las principales de estas características distintivas que merecen ser destacadas son:



- Basados en buenas preguntas, que evolucionan
- Fundamentados sobre modelos conceptuales
- Concretados por interlocutores activos
- Desarrollados por equipos de trabajo sólidos bien liderados
- Sostenidos por una financiación adecuada y continua
- Generadores de un uso frecuente de la información
- Reservorios de una intensa productividad científica
- Calificados a través de procesos de validación apropiada de calidad de los datos, y calibración de los métodos de campo y laboratorio.

Figura 15.1 : Esquema de un Monitoreo a Largo Plazo.

Cuando los **Programa de Monitoreo a Largo Plazo** se ejecutan de acuerdo al esquema anteriormente comentado, los datos que se generan y las conclusiones a las que se arriba son fundamentalmente valiosos para muchos propósitos, incluyendo:

- Documentar y proporcionar puntos de referencia contra los cuales se pueda evaluar cambios de condiciones o de puntos extremos (por ejemplo: Keeling *et al.*, 1995, 1996).
- Evaluar las respuestas ecológicas a perturbaciones naturales o experimentales (Schindler *et al.*, 1985).
- Detectar y cuantificar los cambios en la estructura y función del ecosistema (Krebs *et al.*, 2001; Danell *et al.*, 2006).
- Identificar las “sorpresas” ecológicas (eventos inesperados) (por ejemplo, Zhan *et al.*, 2006).
- Sentar principios basados en evidencias que sirvan como soporte de legislación ambiental (por ejemplo, leyes que controlan los niveles de contaminantes en el aire y el agua) (Likens, 1992).
- Generar nuevas preguntas significativas acerca de la dinámica ecológica (Persson *et al.*, 2009).
- Proporcionar datos empíricos para probar la teoría ecológica (Shrader-Frechette y McCoy, 1993) y los modelos de desarrollo, tales como los modelos numéricos de simulación (Burgman *et al.*, 1993; Neves *et al.*, 2008).

Un poco de historia de los Programas de Monitoreo

Si bien durante mucho tiempo se realizaron trabajos científicos, básicamente de campo, con estructuras asimilables a Programas de Monitoreo, se puede considerar como un caso pionero al llevado a cabo por Jack Pearce en 1967, cuando concretó un programa de investigación bentónica en la cuenca marina de Nueva York, con vistas a determinar las consecuencias del vertimiento durante más de dos años de materiales de dragado y fangos cloacales en esa zona marina. Los objetos de investigación para esa fase inicial fueron cerca de 100 especies de organismos bentónicos y demersales, una huella de media docena de metales tóxicos, un microorganismo indicador (*Escherichia coli*), y los niveles de materia orgánica en los sedimentos afectados por los residuos sólidos. A principios de 1970 fueron publicados los informes con los datos obtenidos, incluyendo las distribuciones de metales traza en sedimentos, los niveles de bacterias en y alrededor de los vertederos, los datos sobre peces enfermos, y las principales especies bentónicas desaparecidas (o severamente afectadas), como algunas de anfípodos, dentro y alrededor de los centros de operaciones de descarga (Pearce, 1998).

Aproximadamente al mismo tiempo, los derrames de petróleo producido en diferentes lugares del planeta (por ejemplo, el English Channel; Puerto de San Juan de Puerto Rico; o, frente a Santa Bárbara, California, entre otros) motivaron el desarrollo de Programas de Monitoreo para evaluar los efectos y consecuencias sobre los sistemas naturales afectados. A los pocos años, los científicos estaban informando sobre el arribo de plaguicidas agrícolas a la Bahía de Monterrey Canyon, a partir de actividades desarrolladas en los grandes valles de

California. Otros señalaron a algunos puertos como áreas fuertemente contaminadas (por ejemplo, Londres, en Inglaterra; o, Boston, Seattle y Washington en USA). Estos trabajos, y muchos otros informes desarrollados en ese período, reivindicaron significativamente la vigilancia a largo plazo. A la brevedad fueron convocados Talleres nacionales e internacionales y grupos de estudio para discutir el seguimiento y la evaluación de contaminantes, y esbozar estrategias para el desarrollo de programas de monitoreo en sistemas acuáticos y terrestres (National Academy of Sciences, 1975; 1977). Para 1978 la preocupación científica se centraba en la preparación de programas a largo plazo y la creación de bancos de especímenes, así como en la estandarización de procedimientos para la recolección y la manipulación de las muestras.

En la década siguiente se llevaron adelante varias investigaciones y programas de monitoreo nacionales, y se comenzaron a hacer evaluaciones globales; entre otros, el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA, o UNEP por su sigla en inglés) comenzó a ceder los datos, y facilitó los estudios e informes sobre el estado del Medio Marino (GESAMP, 1990).

Estos programas fueron evolucionando y siendo perfeccionados, y muchos esfuerzos fueron mutando e hicieron foco en otros aspectos ignorados hasta ese momento, como la medición de los valores ecológicos, genéticos, patológicos y fisiológicos que permitían identificar los cambios producidos cuando la vida costera y la plataforma marina comenzaron a ser impactadas por contaminantes y presiones físicas. Muchas de las mediciones utilizadas como herramientas fueron esbozados en McIntyre y Pearce (1980), planteándose que resultaban ser indicadores más realistas de la degradación del hábitat que la medición convencional y la evaluación de la presencia de tóxicos en la biota, los sedimentos o el agua.

Un punto de inflexión histórico: el *Mussel Watch Program*

El proyecto de "Vigilancia a través del Mejillón" (*Mussel Watch Program*) se propuso inicialmente como una estrategia alternativa para entender la calidad de las aguas marinas (Goldberg, 1975). Los bivalvos habían sido reconocidos por su capacidad para concentrar cuatro grupos de contaminantes a partir de las aguas del sistema que habitan: los elementos transuránicos, hidrocarburos halogenados (PCBs, DDTs), hidrocarburos de petróleo, y metales pesados (Bryan, 1973 ; Boyden, 1974). Estas sustancias, movilizadas por las actividades humanas, son introducidas a través del aire y/o el agua al medio marino y, posteriormente, pueden generar peligro para la salud pública de las poblaciones humanas o de la vida marina. La estructura inicial de este programa involucraba a un poco más de 100 estaciones de muestreo en aguas costeras de Estados Unidos, analizadas trimestralmente, y originalmente financiada durante los primeros tres años (1976-1978) por la Agencia Federal de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA) (Goldberg *et al.*, 1978).

Este concepto de organismo centinela o "Vigilancia a través del Mejillón" (Butler, 1973; Goldberg *et al.*, 1978; Phillips, 1980; Cowan, 1981) es un método para evaluar el estado actual de la contaminación química de las aguas costeras y para identificar áreas geográficas de interés y temas nuevos o renovados para la investigación científica.

El marco teórico que permite el uso del mejillón común (*Mytilus* sp.), varias especies de ostras (*Crassostrea*, *Ostrea*), y otros bivalvos como organismos centinela incluye las siguientes premisas (Goldberg *et al.*, 1978; Phillips, 1980; Farrington *et al.*, 1983):

1. Los bivalvos son cosmopolitas (ampliamente distribuidos geográficamente). Esta característica minimiza los problemas inherentes a la comparación de datos entre especies muy diferentes, con diferentes historias de vida y tipos de relaciones con su hábitat.
2. Son sedentarios, y son por lo tanto más útiles que las especies móviles como integradores de estado químico de la contaminación en un área determinada.
3. Muchos productos químicos se concentran con factores de 10² - 10⁵ con respecto a los contenidos del agua de mar en su hábitat. Esto facilita significativamente las mediciones de elementos traza, que resultan mucho más abundantes en los tejidos de los bivalvos que en el agua de mar.
4. Al realizar la medición de los productos químicos en los bivalvos, se está logrando una evaluación de la disponibilidad biológica de los compuestos estudiados.
5. A diferencia de los peces y crustáceos, los bivalvos presentan una actividad muy baja o indetectable de los sistemas enzimáticos que metabolizan muchos xenobióticos (por ejemplo, hidrocarburos aromáticos policíclicos -PAHs-, o bifenilos policlorados -PCBs-, entre otros. Esto permite hacer evaluaciones más precisas de la magnitud de contaminación por xenobióticos en el hábitat de los bivalvos estudiados.
6. Existen muchas poblaciones locales de bivalvos relativamente estables y suficientemente amplias para tomar muestras en repetidas ocasiones, proporcionando datos sobre los cambios temporales a corto y largo plazo en las concentraciones de los productos químicos contaminantes.
7. Sobreviven en condiciones de contaminación que a menudo podrían reducir severamente o eliminar a otras especies.
8. Pueden ser trasplantados de sitios de anclaje y mantenidos con éxito en diferentes intermareales costeros, aun con condiciones muy diferentes. Esto permite identificar distintos procesos de distribución de tóxicos entre áreas diferentes, mecanismos de detoxificación, tiempos de recuperación, etc.
9. Son especies marinas que se utilizan para alimentación humana en casi todas las culturas y etnias, lo que les asigna un alto valor comercial en todo el mundo. Por lo tanto, la medición de la contaminación química en estas especies es de interés para la salud pública.

Posteriormente, el mismo Goldberg (1986) comentó que otra ventaja adicional de esta estrategia de trabajo es que las vidas medias biológicas de los contaminantes en bivalvos pueden durar hasta períodos de meses. Hay por lo tanto, una integración espacial y temporal de los niveles de contaminantes en los tejidos del organismo. Por lo tanto, el uso de los bivalvos ofrece ventajas sobre el uso de agua de mar y sedimentos para la determinación del contaminante, donde el período de integración puede variar desde corto (un día o menos) hasta largo (por lo general un año o más); esta situación resulta muy ventajosa para la elaboración del diseño de los programas de vigilancia.

Esta excelente herramienta de evaluación comenzó a difundirse rápidamente en todo el mundo. Por ejemplo, desde 1979 se ha llevado a cabo un *Mussel Watch Program* en bivalvos

de la zona costera francesa: la Red Nacional para la Observación de la Calidad del Medio Ambiente Marino (*Réseau National d'Observation*, R.N.O.). Se han determinado los niveles de concentración de metales (Hg, Cd, Pb) y contaminantes orgánicos (PAHs, PCBs, DDT, DDD, y DDE) en las partes blandas de mejillón y ostras muestreados trimestralmente. El Ministerio del Medio Ambiente de Francia ha financiado este programa de monitoreo para determinar niveles de contaminación en las aguas costeras francesas, utilizando los mencionados organismos como especies indicadoras cuantitativas. La planificación y realización han sido coordinadas por el Instituto Francés de Investigación para la Exploración del Mar (IFREMER)(Claisse, 1989). Este programa permitió resumir los resultados de diez años de seguimiento de mercurio, cadmio, plomo, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), bifenilos policlorados (PCBs), y dicloro-difenil-cloroetanos (p,p' DDT, p,p' DDD, p,p' DDE) en los tejidos blandos de los moluscos estudiados: *Mytilus edulis*, *Mytilus galloprovincialis* y *Crassostrea gigas*. La red estaba compuesta por 110 estaciones de muestreo a lo largo de toda la longitud de la costa francesa, y las muestras se tomaron en febrero, mayo, agosto y noviembre de cada año.

A pesar de la amplia aceptación lograda por el concepto de "Vigilancia a través del Mejillón" (Goldberg *et al.* 1978), la utilización de organismos centinela (principalmente bivalvos como *Mytilus* sp) para el seguimiento de la concentración de contaminantes en las zonas costeras, y como un indicador de su biodisponibilidad, demostrado a través del establecimiento de este tipo de programas tanto a nivel nacional como internacional, se observó un problema importante. Desafortunadamente, las especies más útiles, los mejillones y las ostras, no se dan con frecuencia en aguas tropicales, donde también se requieren estrategias de vigilancia de la contaminación, y esto resultaba un inconveniente para la ejecución de programas globales de vigilancia. Para salvar este problema, se llevó adelante un programa de investigación en la región de la Bahía de Todos os Santos (Bahia, Brasil)(Porte *et al.*, 1990), en el que básicamente se destacaban dos aspectos centrales: (1) la evaluación de la distribución geográfica de los hidrocarburos en bivalvos comestibles del intermareal de la bahía; y (2) la selección de organismos indicadores de la contaminación orgánica de las regiones tropicales de la costa de Brasil. Se hizo particular énfasis en el uso de marcadores químicos para el reconocimiento del origen de los hidrocarburos, considerando que los organismos marinos pueden concentrar en sus tejidos no sólo una variedad de hidrocarburos antropogénicos, sino también los biogénicos obtenidos a través de su dieta (Albaigés *et al.*, 1987; Llorente *et al.*, 1987). Este fue el primer estudio de este tipo realizado en el Atlántico Sur. A partir de los resultados obtenidos, se pudo concluir que el concepto de "Vigilancia a través del Mejillón" también puede ser aplicado en zonas tropicales utilizando especies de bivalvos alternativas como organismos centinela. En ese sentido, los datos preliminares indican que *Anomalocardia brasiliensis* da una respuesta satisfactoria frente a la exposición a cambios locales en la concentración de contaminantes. Los bivalvos seleccionados para este estudio fueron *Anomalocardia brasiliensis*, *Protothaca pectorina*, *Lucina pectinata* y *Macoma constricta* (Porte *et al.*, 1990).

El rápido aumento del comercio de sustancias químicas en los países asiáticos en vías de desarrollo implicó una mayor producción y uso de productos tóxicos como los organoclorados (OCs) y compuestos orgánicos de estaño (BTs), con un potencial aumento de la exposición de los seres humanos y la vida silvestre a esas sustancias. En consecuencia, los problemas ambientales asociados con contaminación por compuestos como BTs y OCs pasaron a ser de gran preocupación (Tanabe *et al.*, 2000). Considerando que los bivalvos, particularmente los mejillones, han sido utilizado como bioindicadores para el monitoreo de sustancias tóxicas en aguas costeras debido a su amplia distribución geográfica, estilo de vida sésil, el muestreo fácil, la tolerancia a una considerable variación de salinidad, resistencia a la tensión y alta acumulación de una amplia gama de productos químicos (Goldberg, 1994), se

decidió aplicarlos para evaluar esta situación ambiental conflictiva. Para este caso se optó por utilizar el mejillón verde *Perna viridis*, que tiene una amplia distribución geográfica en la región asiática del Pacífico, y además se reconoce como un marisco con alto valor comercial e intensamente consumido por las poblaciones de la región (Vakily, 1989). Los estudios de monitoreo desarrollados comprenden una parte de la región del Programa de Vigilancia *Mejillón* del Pacífico Asiático (Asia-Pacific Mussel Watch Program -APMWP-), el cual tiene como objetivo controlar la contaminación marina en esta región utilizando mejillón como bioindicador (Tanabe, 1994). APMWP está bajo el paraguas del programa *Internacional Mussel Watch Program*, que implica principalmente un programa de monitoreo costero con bivalvos como centinelas (mejillones y ostras como bioindicadores), a fin de determinar la calidad de las aguas costeras marinas. La fase inicial de este programa se llevó a cabo en América del Sur y Central durante el período de 1991 ± 1993 y reveló graves contaminación por insecticidas organoclorados en los países del tercer mundo en esta región (Sericano *et al.*, 1995). La segunda fase tiene la intención de cubrir las tres zonas de la mencionada región: Pacífico Asiático, Pacífico Noroccidental y Pacífico Sur. Por otra parte, además de la tradicional evaluación de compuestos persistentes como los PCBs, DDT y sus metabolitos, y los HCH y HCB, otros compuestos de interés ambiental como metales (Cu y Sn) ligados orgánicamente, y compuestos altamente tóxicos (dioxinas, furanos y PCB coplanares) también fueron incluidos para ser monitoreados en esta segunda fase. El proyecto APMWP fue un trabajo de colaboración de científicos de la Filipinas, Tailandia, India y Japón, coordinado por el Prof. Shinzuke Tanabe de la Ehime University (Matsuyama, Japón) (Tanabe *et al.*, 2000).

De manera análoga se puede mencionar que el programa de vigilancia ambiental para metales traza utilizando bivalvos ha funcionado regularmente en Corea desde la década de 1990 (Choi *et al.*, 2010). Sin embargo, el monitoreo regular de contaminantes orgánicos en un escala nacional se inició en 2001. Los estudios anteriores no incluyeron mediciones regulares de contaminantes orgánicos (Kim *et al.*, 2002; Monirith *et al.*, 2003; Shim *et al.*, 2005). En ese trabajo se presentan resultados sobre la distribución y la evaluación de las tendencias temporales de los contaminantes orgánicos a lo largo de la costa de Corea a través de varios años, compilado a partir del monitoreo entre 2001 - 2007. Se evalúan contaminantes tales como bifenilos policlorados (PCBs), pesticidas organoclorados (OCs), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), compuestos de butilestaño (BTs), y dioxinas / furanos (PCDDs / PCDFs).

A raíz del éxito y la confiabilidad que demostró tener esta herramienta de monitoreo su uso se dispersó por todo el mundo, y fue ampliamente aceptada aunque siempre con el cuidado y la puntiliosidad que exige su aplicación. Sirven como ejemplo algunas de las numerosas aplicaciones de la “Vigilancia a través de mejillón” desarrolladas en diferentes partes del planeta en los últimos años: el impacto de derrames de petróleo en el litoral cantábrico de España y Portugal (Marigómez *et al.*, 2006); el monitoreo de ¹³⁷Cs en las zonas costeras de los países europeos sobre el Mediterráneo y el Mar Negro (Thébault *et al.*, 2008); el Programa Nacional de Evaluación de la Contaminación Marina de Sudáfrica, desarrollado desde 1960 y hasta la actualidad (Wepener y Degger, 2012); la evaluación de contaminación por compuestos orgánicos persistentes (COPs) en la zona intermareal dominada por manglares de Senegal, en el África Occidental (Bodin *et al.*, 2011); la contaminación por mercurio en ambientes tropicales y subtropicales de Brasil (Costa *et al.*, 2012); el monitoreo de metales traza y compuestos orgánicos persistentes en las regiones litorales de la India (Subramanian y Tanabe, 2007) o el estudio de compuestos organoclorados tóxicos en un lago salobre de gran importancia en la producción de mejillones cultivados, en Egipto (Barakat *et al.*, 2012).

Programas de monitoreo en Argentina

En nuestro país hay antecedentes de programas de monitoreo en diferentes ambiente acuáticos, y son muy escasos los de monitoreos a largo plazo. En general los programas existentes están ligados a grandes centros urbanos o a ambientes condicionados por alguna particularidad que potencialmente dificulta su funcionamiento.

Uno de los ambientes que históricamente ha recibido sucesivos programas de monitoreo de la calidad de sus aguas, sedimentos y/u organismos es el Río de La Plata, aunque dichos programas han tenido a lo largo del tiempo diferentes coordinaciones, estilos de gestión y objetivos. En este sentido se puede mencionar, entre otros, los trabajos presentados por AGOSBA / SHIN (1997) en el que se evaluó la calidad ambiental (características físico-químicas, bacteriología, nutrientes, metales pesados, plaguicidas) en aguas y sedimentos superficiales de la Franja Costera Sur del Río de La Plata. Este Informe sintetizó la información de 3 años de trabajo. De la misma manera es posible mencionar numerosos trabajos de grupos de investigación que estudiaron diferentes fenómenos ambientales y llegaron a conclusiones muy valiosas. En ese sentido se puede mencionar -entre otros- los trabajos de la Comisión Administradora del Río de la Plata (CARP, 1989), que incluye datos de calidad de las aguas y algunos datos de contaminantes; o de Janiot *et al.* (1991) determinando plaguicidas organoclorados en sedimentos de la costa argentina y zona frontal del Río de la Plata. En tiempos más recientes se publicaron trabajos de otros grupos, como los de Colombo *et al.* (2006) midiendo concentraciones y flujos de hidrocarburos aromáticos en sedimentos del Río de la Plata; o, de Ronco *et al.* (2008) quienes presentaron información de un “*screening*” de contaminantes en sedimentos de tributarios de la zona sudoccidental del Río de la Plata, entre otros. Este ambiente es un claro ejemplo de sistemas de los que se dispone de mucha información generada en diferentes momentos a lo largo de un período extenso, pero que no puede ser considerado un programa de monitoreo a largo plazo, porque la serie de datos tiene orígenes diferentes, discontinuidades en su ejecución y diferentes metodologías de trabajo en varias etapas de su concreción.

Otro ambiente actualmente bajo monitoreo es el Río Uruguay. Ante la problemática de la existencia de floraciones algales que presenta este río y la posible aparición de cianobacterias que pueden afectar a las localidades que utilizan de ese recurso hídrico para la producción y consumo de agua potable, como así al uso recreativo y turístico, los organismos provinciales rubricaron dos convenios, uno en el año 2008 y el último en el 2010, con dos años de duración, mediante los cuales se efectúan controles permanentes de la calidad de agua del mencionado río. En forma conjunta el Instituto Correntino del Agua y del Ambiente (ICAA) y el Ente regulador Administración de Obras Sanitarias Corrientes (AOSC) realizan desde diciembre de 2008 monitoreos permanentes del Río Uruguay, estableciendo como estaciones de muestreo cuatro localidades de la provincia: Garruchos, Paso de los Libres, Santo Tomé y Monte Caseros, determinando parámetros *in situ* y en el laboratorio físico-químicos, bacteriológicos y protistológicos. El estudio permite determinar alertas tempranas para la implementación de planes de contingencia en las plantas potabilizadoras, antes de la presencia de cianobacterias, así también caracterizar efluentes y disponer de información veraz en cuanto a capacidad de carga y autodepuración del río Uruguay (ICAA, 2012).

También se comenzó a desarrollar en el mismo ambiente mencionado un Programa de Vigilancia Ambiental del Río Uruguay, coordinado por la Subsecretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, y en el cual participan diferentes instituciones académicas de gran trayectoria y prestigio en Argentina (Universidades Nacionales de La Plata y de Buenos Aires, Comisión Nacional de Energía Atómica, Centro de Investigaciones Toxicológicas de Buenos Aires, Servicio Meteorológico Nacional, entre otros). Los temas de investigación

incluidos en este Programa abarcan: Estudios biogeoquímicos; de plancton, biofilms y cianobacterias; de bentos; de anfibios; de peces; de hidrodinamismo y dispersión de contaminantes. Estudios de línea de base y monitoreo de indicadores de salud y biomarcadores de efecto en poblaciones de peces. Caracterización del medio bentónico. Geoquímica isotópica forense. Análisis del impacto ambiental sobre el componente aire. Análisis de las comunidades planctónicas y parámetros fisicoquímicos. Puesta a punto de estación de medición continua de calidad de aire en la zona de Costa Uruguay Sur. Estación de medición de datos meteorológicos. Dioxinas y furanos en aire. Estación fija de medición continua de calidad de aire en estancia Ñandubaysal. Estación móvil de medición continua de calidad de aire en el Río Uruguay en el área de Gualeguaychú y Zonas Aledañas. Instalación y operación de tres estaciones de meteorología continua, compuesta por torres de 40 metros de altura. Muestreos con equipos portátiles en distintos puntos de la zona. Recolección, procesamiento de datos y mantenimiento de bases de datos actualizadas. Generación de pronósticos diarios de condiciones meteorológicas en la región y de dispersión de contaminantes emitidos desde la planta de Botnia (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2012).

En muchos otros ambientes de nuestro país se llevan adelante programas de monitoreo ambiental, siguiendo diferentes modelos de diseño y de aplicación: embalse Río Hondo (Subsecretaría de Recursos Hídricos, 2007); Programa de Monitoreo Integrado de la cuenca Matanza – Riachuelo / Autoridad de la Cuenca Matanza – Riachuelo, ACUMAR (Servicio de Hidrografía Naval, 2012); etc.

El monitoreo a largo plazo del estuario de Bahía Blanca

La información existente sobre el estuario de Bahía Blanca es muy amplia, y sus antecedentes se remontan a la segunda mitad del siglo XIX, incluyendo informes realizados por Darwin (1845) sobre la distribución y caracterización de sales presentes en el *Salitral de la Vidriera*. De todas maneras es importante destacar que en su primera etapa la información es fragmentada y dispersa, y no tiene ninguna sistematicidad en su obtención. A pesar de la existencia de varios trabajos que incluyeron mediciones de parámetros físicoquímicos del agua del estuario, recién en 1974 se inicia un muestreo sistemático quincenal en Ing. White y Puerto Cuatrerros (en la zona interior del estuario), que continúa en la actualidad. Los resultados obtenidos en este programa de trabajo han permitido definir a la zona interior del estuario como “verticalmente homogéneo” e “hipersalino” en ocasión de veranos cálidos y secos (Freije *et al.*, 1981; 1988; Marcovecchio y Freije, 2004; Freije y Marcovecchio, 2004). Simultáneamente se identificó también la influencia que ejercen sobre la salinidad las precipitaciones producidas sobre la cuenca de los tributarios y sobre la bahía misma.

La identificación del comportamiento y distribución natural de los parámetros físicoquímicos estructurales (por ejemplo, temperatura, salinidad, pH, alcalinidad) y ecofisiológicos (por ejemplo, nutrientes inorgánicos, oxígeno disuelto, materia orgánica, pigmentos fotosintetizadores) del sistema determinados durante un período muy prolongado (como es el caso de este estudio), permiten caracterizar plenamente las condiciones basales de funcionamiento del mismo, y detectar rápidamente las desviaciones del comportamiento normal atribuibles a actividades humanas desarrolladas en la región.

¿Qué cuarenta años no es nada...?

Existen antecedentes de programas de investigación global a largo plazo de la

distribución de sustancias químicas, incluyendo contaminantes, en grandes áreas geográficas de varios continentes; entre ellos ya se han mencionado el *International Mussel Watch Programme* (Goldberg *et al.*, 1978; Farrington y Tripp, 1995) o el *Worldwide Persistent Organochlorine Compounds Monitoring Programme* (Tanabe *et al.*, 1987; 1994; Tanabe y Tatsukawa, 1991) que se ocuparon de evaluar las tendencias globales en la distribución de algunos compuestos en sistemas marinos costeros de todo el mundo. A diferencia de éstos, el programa de estudios desarrollado en la zona interior del estuario de Bahía Blanca consiste en la generación de una larga serie temporal de datos obtenidos con alta frecuencia; de hecho, y a partir de diciembre de 1974, se realizaron muestreos quincenales en dos puntos de la mencionada región, y que incluso fueron semanales en buena parte del período indicado. El desarrollo sistemático de este estudio en el estuario de Bahía Blanca, realizado durante las últimas casi cuatro décadas, ha permitido generar una base de datos sobre la cual se pueden fundamentar algunos conceptos que explican el funcionamiento y la condición físico-química del estuario. La larga serie de datos permite por otro lado diferenciar los desvíos debidos a la variabilidad natural de las muestras de aquellos producidos por la incidencia de alguna actividad realizada en la región y que aparta los datos de su distribución normal. Este programa de estudio ha permitido caracterizar significativamente la condición ambiental y el funcionamiento del estuario de Bahía Blanca, de lo que se presenta una breve síntesis a continuación:

- El análisis de esta larga serie de datos considerada permite caracterizar plenamente la condición ambiental del estuario de Bahía Blanca. La distribución de los parámetros físico-químicos del agua de mar, observada tanto en la etapa previa a la fuerte industrialización de esta región (´70s) como en la posterior, demuestra que el sistema no ha sufrido cambios significativos que implicaran variaciones en su funcionamiento. En tal sentido se puede comentar la estabilidad relativa que muestran los parámetros estructurales (por ejemplo, temperatura y salinidad) del sistema, así como las tendencias de los parámetros eco-fisiológicos (por ej., nutrientes, oxígeno disuelto, pigmentos fotosintetizadores) sostenidas en el tiempo y observadas a lo largo de los 30 años evaluados. Otro hecho importante que debe ser destacado es que el sistema conserva plenamente su sincronidad, al repetir con frecuencias sostenidas los ciclos naturales de los elementos (por ej., N, P, Si) que sostienen la producción biológica, así como la potencia y magnitud la misma. La distribución horizontal de estos parámetros no presentó variaciones espaciales significativas, y la vertical fue totalmente homogénea, lo que permite caracterizar al sistema como no estratificado. Todo esto indica que las actividades humanas que se desarrollan en la zona interna del estuario de Bahía Blanca no han generado cambios significativos en la condición físico-química basal del sistema, que mantiene sus propiedades y tendencias de distribución de sus parámetros similares a los correspondientes registros históricos.
- En cambio al evaluar la distribución de sustancias potencialmente contaminantes en este ambiente se pudo registrar una situación diferente. La mayor parte de los contaminantes estudiados fueron registrados en niveles claramente detectables en el estuario, incluyendo metales pesados, hidrocarburos y organoclorados. Estos contaminantes se encontraron básicamente en los sedimentos del sistema, aunque algunos (por ej., metales pesados) también fueron determinados en tejidos de organismos, material particulado en suspensión y disueltos en el agua. En lo que se refiere a la evolución temporal de la concentración de metales en el sistema, se identificaron tres situaciones diferentes: (i) algunos metales (por ej., mercurio) muestran una significativa tendencia decreciente en los compartimientos del sistema en las últimas dos décadas; (ii) otros metales (por ej., Pb, Cu, Cr) muestran niveles sostenidos en el tiempo, con variaciones intermedias; y, (iii) Zn y Cd que muestran una tendencia creciente a lo largo del tiempo, el primero con una pendiente mayor que el

segundo. La distribución horizontal de estos contaminantes mostró para la mayoría una variación espacial marcada, con los mayores valores en la zona interior y los menores en la externa, indicando la existencia de procesos de depositación en las zonas más ligadas a las fuentes externas de esos compuestos.

- Los ensayos de toxicidad realizados con organismos típicos del estuario demuestran que los niveles determinados en este ambiente son significativamente inferiores a los que generan efectos deletéreos letales, pero no existen hasta el momento evaluaciones sobre los correspondientes efectos subletales. La integración de esta información permite sostener que las actividades humanas que se desarrollan en la zona interior del estuario producen -en términos de contaminación- un impacto concreto sobre la calidad ambiental del sistema, que si bien no está en niveles de peligrosidad inminente, debe ser cuidadosamente vigilado para advertir nuevos cambios que se pudieran producir en esta condición.
- Como dato final vale la pena destacar la importancia de la realización de evaluaciones sistemáticas y de largo alcance en sistemas naturales afectados por actividades humanas, teniendo en cuenta la facilidad que significa interpretar datos ambientales potencialmente impactantes en el contexto de una larga serie de información que marquen una tendencia definida, a diferencia de las interpretaciones parciales que pueden hacerse en base a datos puntuales obtenidos en forma eventual.

Esta información ha sido parcialmente incluida en varias publicaciones (Marcovecchio, 2000; Marcovecchio *et al.*, 2001; 2008; 2009; 2010; Popovich y Marcovecchio, 2008; Botté *et al.*, 2010; Arias *et al.*, 2011; 2012, entre otros).

Por otro lado, este valioso programa académico se complementó con otro monitoreo en el mismo sistema realizado por solicitud de la Cámara Regional de la Industria de Bahía Blanca (durante el período 1997 – 2000) y posteriormente por el Comité Técnico Ejecutivo para el Monitoreo del Estuario de Bahía Blanca, dependiente de la Municipalidad de esa ciudad (durante el período 2000 – 2011). Esta considerable información adicional también está disponible y cubre otra área del estuario, generando de esta manera una ampliación real de la base de datos del ambiente estudiado (IADO, 1997; 2000; 2002; 2004; 2006; 2008; 2009; 2010; 2011).

De esta manera, en el estuario de Bahía Blanca se desarrolla un programa de monitoreo mixto, que combina el tipo “impulsado por preguntas” con el “mandatorio o dirigido”, y los resultados que se han obtenido representan una herramienta excelente para una buena gestión por parte de las autoridades responsables del área.

REFERENCIAS

- AGOSBA / SHIN (Adm. Gral. Obras Sanit. Pcia. Bs. As./ Serv. Hidrogr. Naval). 1997. Calidad de las aguas de la franja costera sur del Río de la Plata (San Fernando – Magdalena). *Infor. Cons.Perm. para el Monitoreo de la Calidad de las Aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata*, 173 pp.
- Albaigés J., Farran A., Soler M., Gailifa A., Martín P. 1987. Accumulation and distribution of biogenic and pollutant hydrocarbons, PCBs and DDT in tissues of Western Mediterranean fishes. *Mar. Env. Res.* 22: 1-18.
- Arias A.H., Pereyra M.T., Marcovecchio J.E. 2011. Multi-year monitoring of estuarine sediments as ultimate sink for DDT, HCHs and other organochlorinated pesticides in Argentina. *Env. Monit. Ass.* 172 : 17-32.

- Arias A.H., Piccolo M.C., Spetter C.V., Freije R.H., Marcovecchio J.E. 2012. Lessons from multi-decadal oceanographic monitoring at an estuarine ecosystem in Argentina. *Int. J. Env. Res.* 6:219-234.
- Barakat A.O., Mostafa A., Wade T.L., Sweet S.T., El Sayed N.B. 2012. Assessment of persistent organochlorine pollutants in sediments from Lake Manzala, Egypt. *Mar.Poll. Bull.* 64: 1713–20.
- Bodin N., N'Gom Ka R., Le Loc'h F., Raffray J., Budzinski H., Peluhet L., Tito de Morais L. 2011. Are exploited mangrove molluscs exposed to Persistent Organic Pollutant contamination in Senegal, West Africa?. *Chemosph.* 84: 318–327.
- Bormann F.H., Likens G.E. 1967. Nutrient cycling. *Science* 155: 424–429.
- Botté S.E., Freije R.H., Marcovecchio J.E. 2010. Distribution of several heavy metals in tidal flats sediments within Bahía Blanca Estuary (Argentina). *Wat. Air Soil Poll.* 210: 371-388.
- Boyden C.R. 1974. Trace element content and body size in molluscs. *Nature* 251: 311-314.
- Bryan G.W. 1973. The occurrence and seasonal variation of trace metals in the scallops *Pecten maximus* (L.) and *Chlamys opercularis* (L.). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 53: 145-166.
- Burgman M.A., Ferson S., Akçakaya H.R. 1993. Risk Assessment in Conservation Biology. Chapman and Hall, New York, London. 844pp.
- Butler P.A. 1973. Organochlorine residues in estuarine mollusks 1965-1972 National Pesticide Monitoring Program. *Pest. Monit. J.* 6: 238-246.
- CARP (Comisión Administradora del Río de la Plata) 1989. Estudios para la Evaluación de la Contaminación del Río de la Plata. CARP-Serv. Hidrogr.Naval (Argentina)-Serv. Oceanog..Hidrogr.y Meteor. Armada (Uruguay). *Informe de Avance. Buenos Aires-Montevideo.* 42 pp.
- Carpenter S.R., Chisholm S.W., Krebs C.J., Schindler D.W., Wright R.F. 1995. Ecosystem experiments. *Science* 269: 324–327.
- Choi H.G., Moon H.B., Choi M., Yu J., Kim S.S. 2010. Mussel watch program for organic contaminants along the Korean coast, 2001–2007. *Env. Monit. Ass.* 169: 473–485.
- Claissé D. 1989. Chemical Contamination of French Coasts. The Results of a Ten Years Mussel Watch. *Mar. Poll. Bull.* 20: 523 -528.
- Collins A., Ohandja D-G., Hoare D., Voulvoulis N. 2012. Implementing the Water Framework Directive: a transition from established monitoring networks in England and Wales. *Env. Sci. Pol.* 17: 49-61.
- Colombo J.C., Cappelletti N., Laschi J., Migoya M.C., Speranza E., Skorupa C.N. 2006. Sources, Vertical Fluxes, and Equivalent Toxicity of Aromatic Hydrocarbons in Coastal Sediments of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Env. Sci. Technol.* 40: 734-740.
- Costa M.F., Landing W.M., Kehrig H.A., Barletta M., Holmes C.D., Barrocas P.R.G., Evers D.C., Buck D.G., Vasconcellos A.C., Hacon S.S., Moreira J.C., Malm O. 2012. Mercury in tropical and subtropical coastal environments. *Env. Res.* (en prensa)
- Cowan A.A. 1981. Organochlorine compounds in mussels from Scottish coastal waters. *Env. Poll.* 2: 129-143.
- Currie D.R., Parry G.D. 1999. Changes to benthic communities over 20 years in Port Phillip Bay, Victoria. *Mar. Poll. Bull.* 38: 36–43.
- Danell K., Bergström R., Duncan P., Pastor J. (Eds.) 2006. Large Mammalian Herbivores, Ecosystem Dynamics, and Conservation. *Cambridge Univ. Press*, Cambridge, England, 617pp.
- Darwin C.R. 1845. Journal of Researches into the Natural History and Geology of the various countries visited by H.M.S. Beagle. Murray Ed., London, UK.
- Dixon W. 1995. Information goals and their implications for sampling and interpretation. *Proc. AWWA Workshop on Monitoring for Managers. Australian Wat. Wastew. Ass. Inc.*, Brisbane, Australia.
- Dixon W., Chiswell B. 1996. Review of aquatic program design. *Wat. Res.* 30: 1935-48.
- Farrington J.W., Goldberg E.D., Risebrough R.W., Marlin J.H., Bowed V.F. 1983. U.S. "Mussel Watch" 1976-1978: An Overview of the Trace-Metal, DDE, PCB, Hydrocarbon, and Artificial Radionuclide Data. *Env. Sci. Technol.* 17: 490-496.
- Farrington J.W., Tripp B.W. 1995. International Mussel Watch Project. Initial implementation phase: final report. *NOAA Technical Memorandum NOS-ORCA* 95, 136 pp.
- Freije R.H., Zavatti J.R., Gayoso A., Asteasuain R.O. 1981. Producción primaria, pigmentos y fitoplancton del estuario de Bahía Blanca. 1) Zona Interior: Puerto Cuatrerros. *Contr. Cient. IADO* N° 46, 14pp.
- Freije R.H., Gayoso A. 1988. Producción primaria en el estuario de Bahía Blanca. *Inf. Cs. del Mar - UNESCO* 47: 112-114.
- Freije R.H., Marcovecchio J.E. 2004. Oceanografía química, *En: El ecosistema del estuario de Bahía Blanca*, Piccolo, Hoffmeyer (eds), IADO, Bahía Blanca , Cap. 8: 69-78. (ISBN 987-9281-96-9)

- GESAMP. 1990. GESAMP: The State of the Marine Environment. UNEP Reg. Seas Rep. and Studies, No 115. Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Pollution. Nairobi, Kenya, 111 pp.
- Giege B., Barikmo J., Hirvi J.P., Odsjö T., Petersen H., Petersen A.E. 1995. Nordic environmental specimen banking – methods in use in ESB. *En: Man. for the Nordic Countr*, ThemaNord, p. 534.
- Goldberg E.D. 1975. The mussel watch - a first step in global marine monitoring. *Mar. Poll. Bull.* 6: 111.
- Goldberg E.D., Bowen V.T., Farrington J.W., Harvey D., Martin J.H., Parker P.L., Risebrough R.W., Robertson W., Scheiner E., Gamble E. 1978. "The Mussel Watch". *Env. Cons.* 5: 101-125.
- Goldberg E.D. 1986. The Mussel Watch Concept. *Env. Monit. Ass.* 7: 91-103.
- Goldberg E.D. 1994. Coastal zone space: prelude to conflict?. UNESCO, 138 pp.
- IADO. 1997. Estudio de la calidad del agua en la ría de Bahía Blanca. *Inf. Final Cámara Reg. de la Ind. (CRI)*, Instituto Argentino de Oceanografía, Bahía Blanca, 60 pp.
- IADO. 2000. Estudio de la calidad del agua en la ría de Bahía Blanca, 2da.Etapa. *Inf.Final Cámara Reg. de la Ind. (CRI)*, Instituto Argentino de Oceanografía, Bahía Blanca, 55pp.
- IADO. 2002. Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. *Inf. Final*, Instituto Argentino de Oceanografía, Bahía Blanca, 76 pp.
Disponible en: http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes_medamb.php
- IADO, 2004. Estudio del impacto de la descarga cloacal de la ciudad sobre el estuario de Bahía Blanca. *Informe final*, Instituto Argentino de Oceanografía, Bahía Blanca, 105 pp.
Disponible en http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes_medamb.php
- IADO, 2006. Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. *Informe Final*, Instituto Argentino de Oceanografía, Bahía Blanca, 90 pp.
Disponible en http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes_medamb.php
- IADO, 2008. Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. *Informe Final*, Instituto Argentino de Oceanografía, Bahía Blanca, 103 pp.
Disponible en http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes_medamb.php
- IADO. 2009. Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. *Informe Final*, Instituto Argentino de Oceanografía, Bahía Blanca, 107 pp.
Disponible en http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes_medamb.php
- IADO, 2010. Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca. Addenda al Inf. Final 2009. Instituto Argentino de Oceanografía, Bahía Blanca, 92 pp.
Disponible en http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes_medamb.php
- IADO, 2011. Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. *Informe Final*, Instituto Argentino de Oceanografía, Bahía Blanca, 90 pp.
Disponible en http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes_medamb.php
- ICAA (Instituto Correntino del Agua y del Ambiente) (2012) Monitoreo permanente del río Uruguay. <http://www.icaa.gov.ar/?p=388> (consultado el 06/04/2012)
- Janiot L.J., Orlando A.M., Roses O.E. 1991. Niveles de Plaguicidas Clorados en el Río de la Plata. *Acta Farm. Bonaer.* 10: 15-23.
- Keeling C.D., Whorf T.P., Wahlen M., van der Plicht J. 1995. Interannual extremes in the rate of rise of atmospheric carbon dioxide since 1980. *Nature* 357: 666–670.
- Keeling C.D., Chin J.F., Whorf T.P. 1996. Increased activity of northern vegetation inferred from atmospheric CO₂ measurements. *Nature* 382: 146–149.
- Kim S.K., Oh J.R., Shim W.J., Lee D.H., Yim U.H., Hong S.H. 2002. Geographical distribution and accumulation features of organochlorine residues in bivalves from coastal areas of South Korea. *Mar, Poll, Bull*, 45: 268–279.
- Krebs C.J., Boutin S., Boonstra R. 2001, Ecosystem Dynamics of the Boreal Forest: *The Kluane Project*. Oxford Univ, Press, New York.
- Lawton J.H. 2007. Ecology, politics and policy. *J. Appl. Ecol* 44: 465–474.
- Likens G.E. 1989: Long-term Studies in Ecology. *Appr. and Alternatives*. Springer-Verlag, New York.
- Likens G.E. 1992. The Ecosystem Approach: Its Use and Abuse. *Excell. in Ecology*, Vol. 3, Ecology Institute, Oldendorf / Luhe, Germany.
- Likens G.E., Walker K., Davies P., Brookes J., Olley J., Young W., Thoms M., Lake S., Gawne B., Davis J., Arthington A., Thompson R., Oliver R. 2009. Ecosystem science: toward a new paradigm for managing Australia's inland aquatic ecosystems. *Mar. Freshw. Res.* 60: 271–279.
- Lindenmayer D.B., Cunningham R.B., McGregor C., Crane M., Michael D., Montague-Drake R., Fischer J., Felton A., Manning A. 2008. The changing nature of bird populations in woodland remnants as a

- pine plantation emerges: results from a large-scale “natural experiment” of landscape context effects. *Ecol. Monogr.* 78: 567–590.
- Lindenmayer D.B., Likens G.E. 2010. The science and application of ecological monitoring. *Biol. Cons.* 143: 1317-28.
- Llorente G.A., Farran A., Ruiz X., Albaigés J. 1987. Accumulation and distribution of hydrocarbons, PCBs and DDT in tissues of three species of Anatidae from the Ebro Delta (Spain). *Arch. Env. Cont. Toxicol.* 16: 563-572.
- Marcovecchio J.E. 2000. Land-based sources and activities affecting the marine environment at the Upper Southwestern Atlantic Ocean: an overview. *UNEP Reg. Seas Rep. Studies* 170, 67 pp.
- Marcovecchio J.E., Andrade J.S., Ferrer L.D., Asteasuain R.O., De Marco S.G., Gavio M.A., Scarlato N., Freije R.H., Pucci A.E. 2001. Mercury distribution in estuarine environments from Argentina: the detoxification and recovery of salt-marshes after 15 years. *Wetl.Ecol. Manag.* 9: 317-322.
- Marcovecchio J.E., Freije R.H. 2004. Efectos de la intervención antrópica sobre sistemas marinos costeros: el estuario de Bahía Blanca. *An.Acad.Nac.Cs.Exact.Fís.Nat. Argentina* 56, 115-132.
- Marcovecchio J.E., Botté S.E., Delucchi F., Arias A.H., Fernández Severini M.D., De Marco S.G., Tombesi N.B., Andrade J.S., Ferrer L.D., Freije R.H. 2008. Pollution processes in Bahía Blanca estuarine environment. *En: Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. Part B.* Neves, Baretta, Mateus (eds), IST Scientific Publishers, Lisboa, Ch.28: 303-316.
- Marcovecchio J.E., Spetter C.V., Botté S.E., Delucchi F., Arias A.H., Fernández Severini M.D., Negrin V.L., Popovich C.A., Freije R.H. 2009. Inorganic nutrients and organic matter tidal time-scale variation in a mesotidal estuary: Bahía Blanca, Argentina. *Chem. & Ecol.* 25: 453-465.
- Marcovecchio J.E., Botté S.E., Fernández Severini M.D., Delucchi F. 2010. Geochemical control of heavy metals concentrations and distribution within Bahía Blanca estuary (Argentina). *Aq. Geochem.* 16: 251-266.
- Marigómez I., Soto M., Cancio I., Orbea A., Garmendia L., Cajaraville M.P. 2006. Cell and tissue biomarkers in mussel, and histopathology in hake and anchovy from Bay of Biscay after the Prestige oil spill (Monitoring Campaign 2003). *Mar. Poll. Bull.* 53: 287–304.
- McIntyre A.D., Pearce J.B. 1980. Biological Effects of Marine Pollution and the Problems of Monitoring. *ICES Rapp. Proc.-Verb. Reunions.* 179, Copenhagen, 346 pp.
- Monirith I., Ueno D., Takahashi S., Nakada H., Sudaryanto A., Subramanian A. 2003. Asia-Pacific mussel watch: Monitoring contamination of persistent organochlorine compounds in coastal waters of Asian countries. *Mar. Poll. Bull.* 46: 281–300.
- National Academy of Sciences. 1975. Assessing Potential Ocean Pollutants: A Report of the Study Panel on Assessing Potential Ocean Pollutants. *Nat. Acad. Sci., Washington DC*, 438 pp.
- National Academy of Sciences. 1977. Environmental Monitoring, A Report to the U.S.EPA from the Study Group on Environmental Monitoring. *Nat. Acad. Sci., Washington DC*, 181 pp.
- Neves R., Baretta J., Mateus, M. 2008. Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. *IST Scientific Publ.*, Lisboa.
- Nichols J.D., Williams B.K. 2006. Monitoring for conservation. *Trends Ecol. & Evol.* 21: 668–673.
- Pearce J.B. 1998. A short history of Marine Environmental Monitoring. *Mar. Poll. Bull.* 37; 1-2.
- Persson I.-L., Nilsson M.B., Pastor J., Eriksson T., Bergström R., Danell K. 2009. Depression of belowground respiration rates at simulated high moose population densities in boreal forests. *Ecology* 90: 2724–33.
- Phillips D.J.H. (1980) Quantitative Biological Indicators. Their Use to Monitor Trace Metal and Organochlorine Pollution. *Applied Science*, London, 356 pp.
- Popovich C.A., Marcovecchio J.E. 2008. Spatial Variability of Phytoplankton and Environmental Factors in a Temperate Estuary of South América (Atlantic Coast, Argentina). *Cont. Shelf Res.* 28; 236-244.
- Porte C., Barceló D., Tavares T.M., Rocha V.C., Albaigés J. 1990. The Use of the Mussel Watch and Molecular Marker Concepts in Studies of Hydrocarbons in a Tropical Bay (Todos os Santos, Bahia, Brazil). *Arch. Env. Cont. & Toxicol.* 19: 263-274.
- Ronco A., Peluso L., Jurado M., Bulus Rossini G., Salibian A. 2008. Screening of Sediment Pollution in Tributaries from the Southwestern Coast of the Río de la Plata Estuary. *Lat. Am. J.of Sed.& Basin Anal.* 15: 67-75.
- Russell-Smith J., Whitehead P.J., Cook G.D., Hoare J.L. 2003. Response of Eucalyptus-dominated savanna to frequent fires: lessons from Munmarlary 1973–1996. *Ecol. Monogr.* 73 349–375.

- Schindler D.W., Mills K.H., Malley D.F., Findlay D.L., Shearer J., Davies I.J., Turner M.A., Linsey G.A., Cruikshank D.R. 1985. Long-term ecosystem stress: the effects of years of experimental acidification on a small lake. *Science* 228: 1395–1401.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2012. Programa de Vigilancia Ambiental del Río Uruguay. <http://www.ambiente.gov.ar/?idarticulo=7779> (consultado el 14/abr/2012)
- Sericano J.L., Wade T.L., Jackson T., Brooks J.M., Tripp B.W., Farrington J.W., Mee L.D., Readmann J.W., Villeneuve J.-P., Goldberg E. D. 1995. Trace Organic Contamination in the Americas: An Overview of the US National Status & Trends and the International “Mussel Watch” Programmes. *Mar. Poll. Bull.* 31: 214-225.
- Servicio de Hidrografía Naval. 2012. Programa de monitoreo integrado de la calidad del agua superficial y sedimentos de la Cuenca Matanza-Riachuelo y del Río de la Plata, y sistematización de la información generada. *Informe Final de la 2da Campaña – Marzo/Abril 2012*, 139 pp.
- Shim W.J., Yim U.H., Kim N.S., Hong S.H., Oh J.R., Jeon J.K. 2005. Accumulation of butyl- and phenyltin compounds in starfish and bivalves from the coastal environment of Korea. *Env. Poll.* 133: 489–499.
- Shrader-Frechette K.S., McCoy E.D. 1993. Method in Ecology: Strategies for Conservation. *Cambridge Univ. Press*, Cambridge, UK.
- Smith T.B., Purcell J., Barino J.F. 2007. The rocky intertidal biota of the Florida Keys: fifty-two years of change after Stephenson and Stephenson (1950). *Bull. Mar. Sci.* 80: 1–19.
- Sors A.I. 1987. Monitoreo y evaluación de impacto ambiental. *Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud – OPS / OMS, ECO Doc.de Divulgación* 38, 22 pp.
- Stelzenmüller V., Breen P., Stamford T., Thomsen F., Badalamenti F., Borja A., Buhl-Mortensen L., Carlstöm J., D’Anna G., Dankers N., Degraer S., Dujin M., Fiorentino F., Galparsoro I., Giakoumi S., Gristina M., Johnson K., Jones P.J.S., Katsanevakis S., Knittweis L., Kyriazi Z., Pipitone C., Piwowarczyk J., Rabaut M., Sørensen T.K., van Dalen J., Vassilopoulou V., Vega Fernández T., Vincx M., Vöge S., Weber A., Wijkmark N., Jak R., Qiu W., Hofstede R. 2013. Monitoring and evaluation of spatially managed areas: A generic framework for implementation of ecosystem based marine management and its application. *Mar. Policy* 37: 149-164.
- Subramanian A., Tanabe S. 2007. Persistent Toxic Substances in India. *En: Developments in Environmental Science, Vol. 7, Persistent Organic Pollutants in Asia: Sources, Distributions, Transport and Fate*, Chapter 9, Pp. 433–485
- Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación. 2007. Programa de Monitoreo Embalse Río Hondo (Diciembre de 2007). http://www.hidricosargentina.gov.ar/InformeMonitoreo_cap5.pdf
- Tanabe S. 1994. International mussel watch in Asia-Pacific. *Mar. Poll. Bull.* 28: 518-526.
- Tanabe S., Kannan N., Subramanian A.N., Watanabe S., Tatsukawa R. 1987. Highly toxic coplanar PCBs: occurrence, source, persistency and toxic implications to wildlife and humans. *Env. Poll.* 47:147-163.
- Tanabe S., Tatsukawa R. 1991. Persistent organochlorines in marine mammals. *En: Organic contaminants in marine mammals*, Jones (ed), Elsevier Sci.Publ., New York, pp.275-289.
- Tanabe S., Iwata H., Tatsukawa R. 1994. Global contamination by persistent organochlorines and their ecotoxicological impact on marine mammals. *Sci. Tot. Env.* 154: 163-177.
- Tanabe S., Prudente M.S., Kan-atireklap S., Subramanian A. 2000. Mussel watch: marine pollution monitoring of butyltins and organochlorines in coastal waters of Thailand, Philippines and India. *Oc. & Coast. Manag.* 43: 819-839.
- Thébault H., Rodríguez y Baena A.M., Andral B., Barisic D., Albaladejo J.B., Bologna A.S., Boudjenoun R., Delfanti R., Egorov V., El Khoukhi T., Florou, H., Kniewald G., Noureddine A., Patrascu V., Pham M., Scarpato A., Stokozov N., Topcuoglu S., Warnau M. 2008. ¹³⁷Cs baseline levels in the Mediterranean and Black Sea: A cross-basin survey of the CIESM Med.Mussel Watch Progr. *Mar. Poll. Bull.* 57: 801–806.
- Tulloch A., Possingham H.P., Wilson K. 2011. Wise selection of an indicator for monitoring the success of management actions. *Biol. Cons.* 144: 141-154.
- Vakily J.M. 1989. En: The biology and culture of mussels of the genus *Perna*. *ICLARM*, Manila, 63 pp.
- Viana I.G., Aboal J.R., Fernández J.A., Real Villares R., Carballeira A. 2010. Use of macroalgae stored in an Environmental Specimen Bank for application of some European Framework Directives. *Wat. Res.* 44: 1723-44.
- Walters C.J. 1986. Adaptive Management of Renewable Resources. Macmillan Pub. Co., New York.
- Wepener V., Degger N. 2012. Status of marine pollution research in South Africa (1960–present). *Mar. Poll. Bull.* 64: 1508–12.

- Wise S.A., Koster B.J., Langland J.K., Zeisler R. 1993. Current activities within the national biomonitoring specimen bank. *Sci. Tot. Env.* 139/140: 1–12.
- Yoccoz N.G., Nichols J.D., Boulmier T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecol. & Evol.* 16: 446–453.
- Zhan X., Li M.Y., Zhang Z., Goossens B., Chen Y., Wang H., Bruford M., Wei F. 2006. Molecular censusing doubles giant panda population estimate in a key nature reserve. *Curr. Biol.* 16: 451–452.