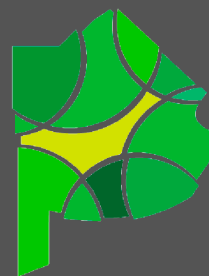


REAB

RED DE ESTUDIOS AMBIENTALES BONAERENSES
| NODO MAR DEL PLATA



CONICET

MAR DEL
PLATA

ÁREA: DISPONIBILIDAD Y CONTAMINACIÓN DEL AGUA, SUELOS Y AIRE

INFORMES DE REVISIÓN

CONTAMINACIÓN DE COSTAS

Coordinadora general

Dra. Karina S.B. Miglioranza

Autores coordinadores

Dra. María E. Becherucci

Dra. Silvia De Marco

Lic. María M. Pérsico

Autores colaboradores

Dra. María Cielo Bazterrica

Dra. Andrea Gavio

Dr. Fernando Hidalgo

Dra. Elizabeth Llanos

Dra. Cecilia L. Mantecón

Dr. Jorge Marcovecchio

Dr. Jesús D. Núñez

Dra. María Paz Sal Moyano

Dr. Juan Seco Pon



2021

Red de Estudios Ambientales Bonaerense

Nodo Mar del Plata

**Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y
Técnicas (CONICET)**

Centro Científico Tecnológico (CCT) Mar del Plata

Coordinador de la REAB-MDP:

Dr. Leonardo Curatti

Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Biotecnología (INBIOTEC-
CONICET-UNMDP)

Coordinador alternativo de la REAB-MDP:

Dr. Tomás Luppi

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET-UNMDP)



Informes de revisión. Área: Disponibilidad y contaminación del agua, suelos y aire: Contaminación de costas.



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons
Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0
Internacional.

Miglioranza, K.S.B. (Ed.). (2021). *Informes de revisión. Área: Disponibilidad y contaminación del agua, suelos y aire: Contaminación de costas*, 145 pp. REAB-MDP.

DISPONIBILIDAD Y CONTAMINACIÓN DEL AGUA, SUELOS Y AIRE

CONTAMINACIÓN DE COSTAS

Coordinadora general:

Dra. Karina S.B. Miglioranza

Grupo Ecotoxicología y Contaminación Ambiental. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP). Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET-UNMDP).

Autores coordinadores *(por orden alfabético)*

Dra. María Eugenia Becherucci

Grupo Ecología Fac. de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), IIMyC-CONICET-UNMDP.

Dra. Silvia G. De Marco

Grupo de Investigación Humedales y Ambientes Costeros (HyAC). Fac. de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), IIMyC-CONICET-UNMDP.

Lic. María Marta Pérsico

Depto. Ambiental. Fac. Regional Mar del Plata, Universidad Tecnológica Nacional (UTN). Fac. de Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP.

Autores colaboradores *(por orden alfabético)*

Dra. María Cielo Bazterrica

Grupo Humedales y Ambientes Costeros (HyAC). Fac. de Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP, IIMyC-CONICET

Dra. M. Andrea Gavio

Grupo Humedales y Ambientes Costeros (HyAC). Fac. de Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP, IIMyC-CONICET.

Dr. Fernando Hidalgo

Grupo Humedales y Ambientes Costeros (HyAC). Fac. de Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP, IIMyC-CONICET.

Dra. Elizabeth Llanos

Grupo Bioindicadores Bentónicos. Fac. de Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP, IIMyC-CONICET.

Dra. Cecilia L. Mantecón

Instituto de Geología de Costas, CIC-UNMDP.

Dr. Jorge E. Marcovecchio

Facultad Regional Bahía Blanca (UTN-FRBB). Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET/ UNS).

Dr. Jesús Nuñez

Grupo Zoología de Invertebrados. Fac. de Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP, IIMyC-CONICET

Dra. María Paz Sal Moyano

Grupo Humedales y Ambientes Costeros (HyAC). Fac. de Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP, IIMyC-CONICET.

Dr. Juan Pablo Seco Pon

Grupo Vertebrados. Fac. de Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP, IIMyC-CONICET.

Diseño de tapa y edición de interiores

Bib. Matías Cánepa

Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Biotecnología (INBIOTEC-CONICET-UNMDP).

PRÓLOGO

Es propio de nuestra realidad el reconocimiento de diversos y numerosos problemas ambientales, que van de la escala local a la global como la pérdida de biodiversidad, el calentamiento global, la contaminación por agroquímicos, los residuos urbanos, los metales pesados, la deforestación, la desertificación, la escasez de agua segura, entre otros. Entendemos que estos problemas no surgen de manera aislada, sino que se articulan como emergentes de un sistema de desarrollo humano a nivel mundial que nos pone ante problemáticas de gran complejidad, sobre las cuales debemos aunar nuestros esfuerzos para abordarlas.

En este contexto, como miembros de la comunidad científica relacionados con la educación y la investigación ambiental formamos parte de un proceso fundamental, complejo y en continuo desarrollo, orientado a la búsqueda de caminos que posibiliten la construcción de una sociedad justa, participativa, diversa y consciente.

La Red de Estudios Ambientales Bonaerenses (REAB: <https://reab.conicet.gov.ar/>) es una de las Redes Institucionales Orientadas a la Solución de Problemas (RIOSPs) del CONICET. La REAB ha sido creada por iniciativa de los cinco Centros Científico-Tecnológicos (CCTs) del CONICET de Buenos Aires: Bahía Blanca, Junín, La Plata, Mar del Plata y Tandil. La misión general de la REAB es: 1) Fomentar en forma local y regional el intercambio de información vinculada con el medio ambiente de la región; 2) Desarrollar programas y proyectos multidisciplinarios para la generación de conocimiento; 3) Llevar a cabo evaluaciones y vigilancia ambiental, manejo y regulación de los recursos ambientales; 4) Desarrollar tecnologías ambientales; y 5) Asesorar a entes gubernamentales, con el objetivo general de contribuir a promover la calidad de vida de los habitantes de la región. El Nodo Mar del Plata, y zona de influencia, de la REAB (<https://mardelplata-conicet.gob.ar/reab/>) se ha comenzado a organizar en noviembre de 2018, y su estructura interna y representantes ha sido formalmente convalidada por CONICET Central en julio de 2020. En la actualidad la REAB Mar del Plata cuenta con la adhesión de más de 250 miembros, principalmente del sistema científico local y con lugares de trabajo en las distintas dependencias (Unidades Ejecutoras) del CCT-

CONICET Mar del Plata y la Universidad Nacional de Mar del Plata.

Desde su comienzo, la REAB Nodo Mar del Plata conforma grupos de trabajo de especialistas en torno a proyectos solicitados por distintos organismos gubernamentales que se canalizan desde la coordinación general de la REAB, y proyectos que surgen por iniciativa propia del Nodo regional, que en su mayoría se enfocan a problemáticas ambientales locales.

En el marco del **Área: Disponibilidad y contaminación de aire, suelos y agua**, surgió la necesidad de generar documentos de recopilación bibliográfica disponible acerca de las investigaciones llevadas a cabo durante los últimos 20 años, sobre temáticas de interés para la comunidad científica, entes gubernamentales y la sociedad en general. El presente informe contribuye a brindar información y actualización sobre el estado de la situación ambiental actual referente a la temática **CONTAMINACIÓN DE COSTAS**.

La información recabada fue tomada de fuentes fidedignas, tales como publicaciones en revistas nacionales e internacionales, actas de congreso, documentos de entidades públicas o privadas certificadas, Tesis de Grado y Posgrado, legislación y normas de regulación. Dicha información fue recopilada de estudios realizados en la zona de Influencia de la CCT-Mar del Plata (Partidos de Gral. Pueyrredón, Lobería, Necochea, Balcarce, Mar Chiquita, Partidos de La Costa y Gral. Alvarado).

El documento generado está dirigido a constituir una herramienta de información y estrategia de comunicación que contribuya a empoderar a la comunidad en el conocimiento y alcances actuales y futuros de situaciones ambientales. Se espera que, con la socialización de este conocimiento, se promuevan procesos de concientización, sensibilización ambiental e impulsen acciones concretas para la implementación de políticas públicas y toma de decisiones. Además, es un documento que puede ser utilizado en la Educación ambiental formal e informal, aportando no solo conceptos sino también apoyándose en información local.

El texto se estructura de manera de cubrir los temas más relevantes de la temática **CONTAMINACIÓN DE COSTAS**.

AGRADECIMIENTOS

Para poder llevar a cabo este documento de revisión se requiere de la concurrencia de esfuerzos y aporte de personas. En este sentido, los coordinadores y autores de este documento agradecen a todos aquellos miembros de la REAB que han contribuido con el envío de documentos y publicaciones vinculadas al tema “CONTAMINACIÓN DE COSTAS”. Asimismo, desean agradecer a las instituciones y autores de trabajos de investigación que han sido contactados y que han proporcionado mayor información acerca de sus iniciativas.

Contenido

1. Introducción	10
2. Definición de costa y zona costera.....	13
2.1. Importancia de las zonas costeras	15
2.2. Zona costera de la provincia de Buenos Aires	17
3. Contaminación. Definiciones, enfoques y perspectivas.....	27
3.1. ¿Cómo llegan los contaminantes al área marino-costera?	28
3.2. Fuentes terrestres de contaminación marino-costera.....	28
3.2.1. Efluentes cloacales, pluviales y arroyos	28
- Indicadores de contaminación fecal	30
- Hidrocarburos en arena	37
- Organismos bentónicos como indicadores de contaminación	39
3.2.2. Puertos	46
- Puerto Mar del Plata	46
- Puerto Quequén	50
3.2.3. Contaminantes en la zona costera bonaerense.....	52
- Sales, salinización, intrusión marina	52
- Nutrientes inorgánicos	53
- Metales traza	64
- Contaminantes Orgánicos Persistentes	74
- Residuos antropogénicos en ambientes marino-costeros	81
- Microplásticos	88
- Introducción de especies exóticas	92
- Contaminación acústica de ecosistemas acuáticos	99
- Contaminación lumínica.....	105
4. Marco jurídico	110
- Acciones internacionales	114
- Normativa Nacional.....	117
- Normativa Provincial	119
5. Consideraciones finales	122
6. Referencias bibliográficas	125

1. Introducción

Todos los seres vivos modifican su entorno como resultado del desarrollo de sus funciones vitales. A lo largo de su historia, la humanidad atravesó distintas etapas y en el transcurso de éstas fue cambiando de manera intensa y evidente su ambiente, su entorno, los ecosistemas de los que formó parte.

Hacia el siglo XVII las tecnologías preindustriales y las guerras inician alteraciones ambientales de mayor envergadura. Así comienzan también las concentraciones de las personas en poblados, constituyendo las primeras urbanizaciones, con lo que se ven alterados el ciclo de la materia y el flujo de la energía, a través del comercio, el transporte de comida, la concentración de desechos, etc. Estas actividades dieron lugar a los primeros procesos de contaminación localizada (Alfayate Blanco y col., 2004).

A partir del siglo XVIII, y durante el surgimiento de la Revolución Industrial, las poblaciones humanas rurales se ven disminuidas, a la vez que las ciudades aumentan en número y tamaño, y con ellas los desechos y los productos resultantes de las actividades que se despliegan en ellas, y así surgen las alteraciones ambientales de carácter local y regional. Se intensifica profundamente el uso de energías no renovables (carbón, petróleo, gas) y se instaura el estilo de vida urbano, que conlleva a explotar los ecosistemas, tornándolos en deficitarios en términos de materia y energía e incapaces de asimilar los residuos generados (Alfayate Blanco y col., 2004).

En la actualidad, etapa denominada por muchos científicos como el “antropoceno”, los cambios en la tecnología relacionados con la agro y la farmacindustria, la metalurgia, la petroquímica, la biotecnología, introducen el uso de agentes físicos, químicos o biológicos que son incorporados a los ciclos de la materia y los flujos de la energía en los diferentes compartimientos ecosistémicos: agua, suelos, aire, seres vivos. A modo de ejemplo, el uso de combustibles fósiles queda involucrado prácticamente en todas las actividades industriales, lo que resulta en transformaciones de carácter global (efecto invernadero y cambio

climático, destrucción de ecosistemas, fragmentación de hábitats y extinción de especies).

Complementariamente, la historia de la humanidad está ligada a las costas. El ser humano se ha asentado a su alrededor, ha desarrollado pueblos y ciudades, concentrado así actividades domésticas e industriales, construido puertos, entre otras tantas acciones. Estudios no tan recientes indican que entre el 41 y el 65 % de la población humana está asociada a zonas costeras (Small y Nichols, 2003; Martínez y col., 2007). Consecuentemente, las zonas costeras son vulnerables a las presiones ambientales tanto naturales como antrópicas, lo que impacta en la sustentabilidad de estos ambientes.

La República Argentina presenta un extenso litoral marítimo que abarca más de 6.000 km, desde la desembocadura del Río de la Plata hasta Tierra del Fuego, e involucra las costas de cinco provincias, de las cuales la bonaerense es la más extensa. Las costas marinas alrededor del mundo han sido lugares convenientes para el asentamiento de pueblos y ciudades. Las actividades humanas (industriales y domésticas) concentradas en las ciudades dan lugar a procesos de contaminación, temas que aborda el presente documento. La contaminación costera se manifiesta en todo el mundo, y en este sentido, Argentina, así como la provincia de Buenos Aires, no es una excepción. En efecto, las costas son receptoras de contaminantes tanto de la zona terrestre adyacente como de las áreas marinas y oceánicas lejanas, originados por diversas actividades humanas. Este documento pone a disposición conocimientos provenientes de fuentes científicas reconocidas de los últimos 20 años, vinculados con la contaminación en las costas de la provincia de Buenos Aires, en el área comprendida entre los 36° y 38° S (entre las ciudades de San Clemente del Tuyú y Monte Hermoso, aproximadamente, ver Figura 1) y desde la parte continental que recibe influencia marina (o, contrariamente, que influye en la zona costera marina) hasta aproximadamente los 50 m de profundidad.



Figura 1: Costa marina de Argentina, de la provincia de Buenos Aires y de la región que aborda este documento. El área de estudio comprende el sector costero marino pampeano. Fuente: E.N. Llanos

2. Definición de costa y zona costera

El ser humano es la única especie que asigna nombres a las cosas y crea definiciones, las cuales surgen por diferentes razones y objetivos. La Real Academia Española define costa “como la orilla del mar, de un río, un lago, etc., y la tierra que está cerca” (<https://dle.rae.es/costa>). El “etcétera” permite la generalidad y hasta la ambigüedad. De tal manera, el término “costa” puede ser utilizado tanto para el ámbito fluvial como para el borde marítimo. En este documento, el análisis de los procesos de contaminación se restringirá a la zona marino-costera.

Resulta imprescindible considerar que la costa marina es receptora de aguas provenientes de ríos, arroyos, canales y otras obras de infraestructura que conducen agua, así como también de aguas provenientes del escurrimiento o drenaje continental, por lo cual costa marina y tierra (continental o insular) están en permanente interacción y resulta difícil establecer los límites que las separan.

Perillo y col., (2014) describen a las costas como franjas relativamente angostas que cumplen un papel transicional entre el continente y el océano y tienen características altamente variables. Según el IPCC (de sus siglas en inglés: International Panel of Climate Change), las zonas costeras se definen como el hábitat por debajo del nivel del mar (< 50 m de profundidad) hasta la línea de costa y, tierra adentro, desde la línea de costa, hasta un máximo de 100 km o 50 m de altitud. No obstante, este concepto implica un nivel de globalización que no necesariamente queda representado a lo largo de cada uno de los tramos de los más de 356.000 km de costas oceánicas que existen en el mundo.

Los términos “litoral” y “costa” se utilizan indistintamente como expresiones equivalentes (Pardo y Rosselló, 2001). De cualquier forma conviene resaltar que, en uno de los contextos en el que se utilizan, el de la administración pública y sus instituciones, “costa” se interpreta de manera más espacialmente restringida que “litoral”. Mientras el primero hace referencia a un ámbito intermareal y sus inmediaciones, el segundo es bastante más amplio, fundamentalmente hacia el interior continental (Barragán Muñoz, 1997). Sobre todo esto es cierto si, como subraya Vera (2001), se tienen en cuenta los usos y actividades humanas.

Además, Barragán Muñoz (2006) señala que en las zonas costeras se reconocen tres subáreas bien diferenciadas: la marítima, la terrestre y la anfibia o marítimo-terrestre. El autor aclara que los límites de estas subáreas surgen de criterios múltiples, algunos de ellos muy prácticos, especialmente los vinculados con los problemas que provoca el hombre en su relación con el espacio y los recursos.

En particular, la **zona marino-costera** es ampliamente reconocida como uno de los más importantes elementos de la biosfera, con una amplia diversidad de ambientes y recursos (Botello y Villanueva-Fragoso, 2010). Una constante interacción de ambientes caracteriza a las zonas costeras del mundo y el balance de estas interacciones origina ecosistemas con características ambientales únicas (clima, geomorfología, hidrología), regidos a su vez por procesos físicos, químicos y biológicos de alta dinámica. De esta manera, e independientemente de las definiciones, las zonas costeras están sujetas a cambios que varían ampliamente en escala espacial y temporal (Marcovecchio y col., 2014).

Desde una mirada ecológica, la costa es un ecotono con una fuerte interrelación entre los ecosistemas terrestres, marinos y aéreos. De esta manera, es un sistema de frontera abierta integrada por la tierra firme y el agua, vinculadas por interacciones biofísicas (Morello, 2002).

Desde un punto de vista integral, Barragán Muñoz (1994) se refiere a un sistema litoral, conformado por la interacción de los subsistemas físico-natural (donde coexisten medios de diferente naturaleza, interactúan ecosistemas de gran productividad y diversidad biológica, se desarrollan acciones defensivas ante peligros naturales, caracterizada por abundantes recursos), social-económico (basado en la presencia de un espacio limitado y socialmente muy pretendido, donde convergen diversos usos y actividades, caracterizado por una creciente presión antrópica) y jurídico-administrativo (fundando en la naturaleza pública de la zona costera y de los recursos vivos, el elevado número de intereses privados y la confluencia de intereses públicos de diferente jurisdicción) (Figura 2).

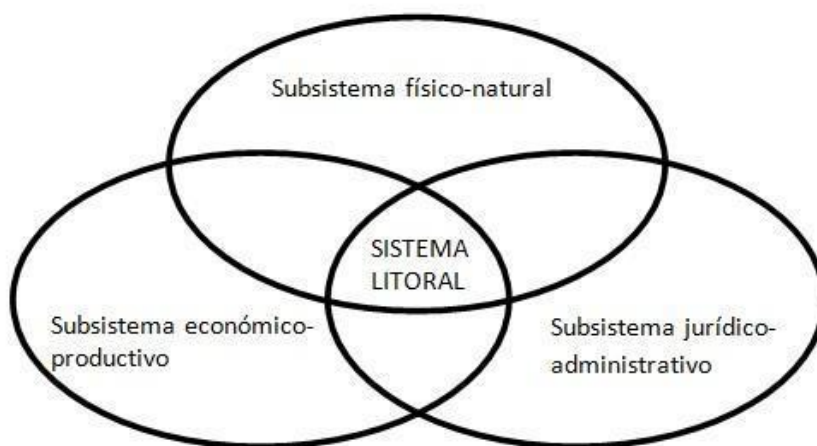


Figura 2: Representación gráfica del sistema litoral. Fuente: Barragán Muñoz, 1994

Por lo tanto, no existe una única definición de zona costera. En tal sentido, resulta necesario concluir que es “la parte de la tierra más influenciada por su proximidad al mar, y la parte del mar más influenciada por su proximidad a la tierra” (Burke y col., 2000). Esta última definición torna más flexible a la zona de interés, ya que sus límites no son rígidos sino dinámicos, pues pueden variar de acuerdo a los distintos contextos y escenarios.

2.1. Importancia de las zonas costeras

Las zonas costeras son áreas de particular interés, ya que constituyen regiones que proveen al humano de múltiples servicios ecosistémicos. Entre ellos se destacan la regulación del clima local, el ciclado de nutrientes, la productividad primaria, la diversidad biológica, secuestro de dióxido de carbono (CO₂), entre otros (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; IPBES, 2019). Entre las numerosas especies que habitan estas zonas, muchas son recursos alimentarios del hombre, por lo cual se puede considerar que la provisión de alimento es otro servicio ecosistémico brindado por las zonas costeras, al igual que la provisión de materias primas como arena, o la posibilidad de desarrollo de la acuicultura. Asimismo, las costas proveen de otros servicios ecosistémicos como los recreativos, deportivos, estéticos, existenciales, espirituales, contemplativos, turísticos, en definitiva,

culturales. De acuerdo a diferentes estudios, los ecosistemas costeros proveen el 77 % de los bienes y servicios ecosistémicos globales (Martínez y col., 2007).

En la dinámica costera interactúan aspectos ecológicos y económicos, que definen el sentido de los procesos que ocurren en las zonas marino-costeras. Las funciones y los usos son dos conjuntos de procesos que definen la dinámica ecológica. Los valores, por su parte, definen la dinámica económica. Las funciones, los usos y los valores de las zonas costeras son numerosos e intervienen en su dinámica general, como se observa en la Figura 3 (Salomons y col., 1999).

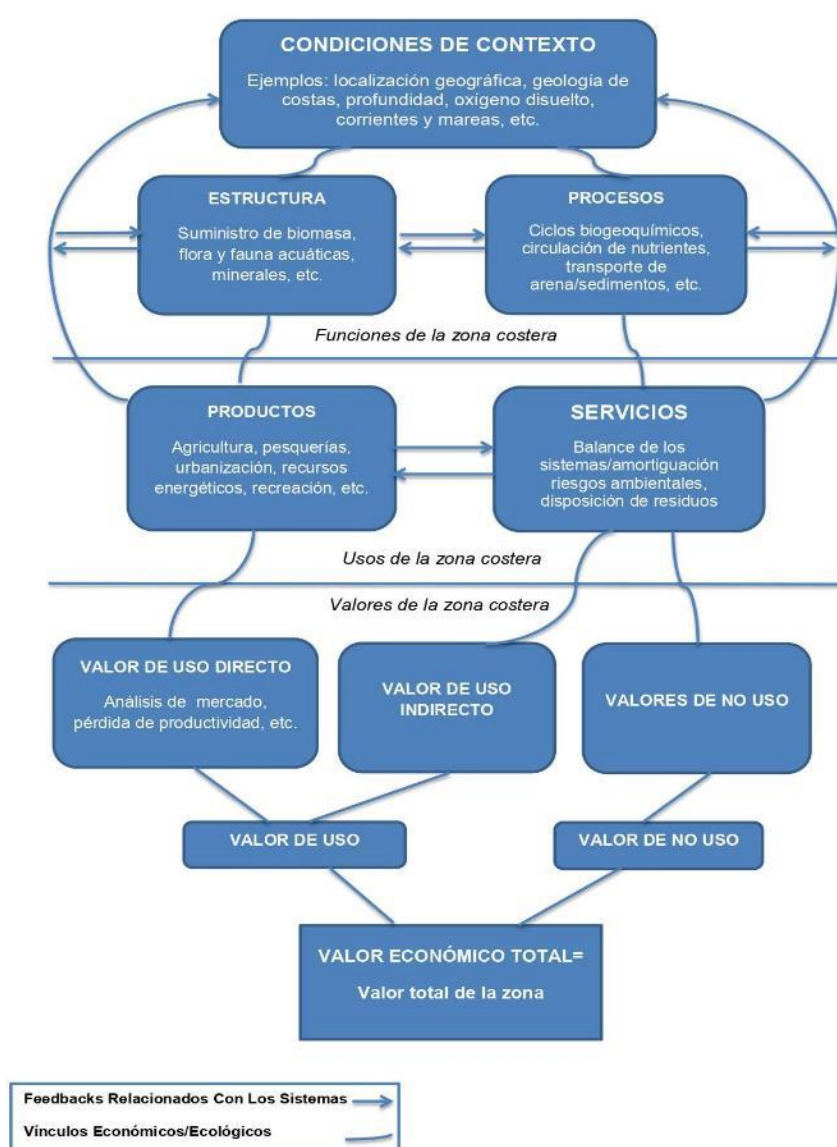


Figura 3: Funciones, usos y valores de las zonas costeras. Fuente: adaptado de Salomons y col., 1999

2.2. Zona costera de la provincia de Buenos Aires

La zona costera de la provincia de Buenos Aires abarca una longitud aproximada de 1900 km, desde la desembocadura del arroyo del Medio, al norte de San Nicolás de los Arroyos (33°21' S y 60°13' O), hasta Punta Redonda (41°03' S y 63°23' O). Sobre la base de sus características geográficas, se reconocen tres sectores bien diferenciados: el norte corresponde a las costas fluvio-estuariales del río de la Plata, el central está formado por las costas marinas de la llanura pampeana y el sector sur corresponde a las costas marinas de la meseta patagónica. El sector marino pampeano presenta un clima típicamente templado, con precipitaciones regulares (850 mm/ año) y vientos predominantes del O, SO en invierno y NO en verano. En la Figura 4 se observan fotos aéreas de zonas marino-costeras de la llanura pampeana.

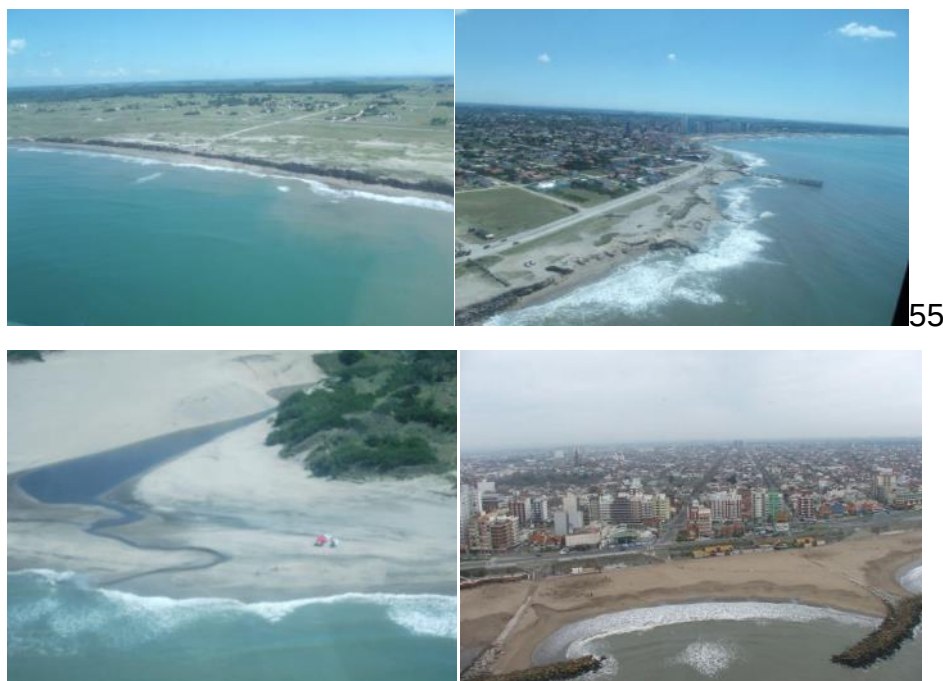


Figura 4: Vistas aéreas de la zona marino-costera a la altura de Mar del Plata.
Fotos: A. Saubidet.

Los ambientes terrestres costeros de la provincia de Buenos Aires se encuentran principalmente representados por **pastizales pampeanos** (Cabrera, 1976; Soriano y col., 1991). Se distinguen dos comunidades biológicas: una extensa y angosta franja de pastizales psamófitos dominados por la gramínea *Cortaderia selloana*, también conocido como el cortaderal; y los pastizales de

marismas dominados por especies halófitas. En sus zonas más bajas dominan especies del género *Sarcocornia* y *Spartina alterniflora*, mientras que en zonas medias y altas se desarrollan “espartillares” de *Spartina densiflora* y “hunquillares” de *Juncus acutus* (Isacch y col., 2006). Los pastizales de marismas, o simplemente **marismas**, son ecosistemas afectados por las mareas, limitados por el continente por un lado y abiertos al mar por otro (Wiegert y col., 1981). Las marismas se desarrollan en sitios reparados como bahías, estuarios o albuferas, donde se encuentran protegidas de la alta energía generada por las olas. En la costa de la provincia de Buenos Aires las marismas se desarrollan en Bahía Samborombón, Laguna costera Mar Chiquita, Bahía Blanca y Bahía Anegada (Isacch y col., 2006).

En el presente documento se abordarán eventos o procesos de contaminación asociados a la laguna costera de Mar Chiquita (Figura 5), la cual se encuentra protegida bajo diferentes figuras legales y declaraciones como son Reserva Municipal Parque Atlántico Mar Chiquito (1990, Municipal), Reserva de Biosfera Parque Atlántico Mar Chiquito declarada por MAB UNESCO (1996, Reserva Internacional), Reserva Natural de Usos Múltiples (1999, Reserva Provincial), Área Valiosa de Pastizal -AVP- declarada por Fundación Vida Silvestre (2004), Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en Argentina AICA- (2005, nacional e internacional), Refugio de Vida Silvestre (1999, Provincial) y Reserva Natural de la Defensa Campo Mar Chiquita Dragones de Malvinas (2009, CELPA-Parques Nacionales). La laguna conforma un área de turismo y recreación y otorga importantes servicios ecosistémicos que incluyen el desarrollo de actividades como la pesca y deportes acuáticos, los que se constituyen como factores antrópicos que impactan en el ecosistema (Isacch y col., 2011). Dentro de la laguna, diversas especies de cangrejos Grapsoidea son habitantes dominantes de las zonas intermareales, entre los que se destacan *Neohelice granulata* (antes denominado *Chasmagnathus granulata*), *Cyrtograpsus angulatus*, *C. altimanus* y *Leptuca uruguayensis* (Spivak y col., 1994). Típicamente, *N. granulata* y *C. angulatus* son consideradas especies clave debido a su función como estructuradoras del ecosistema (Figura 6).



Figura 5: Mapa de la laguna costera Mar Chiquita y sus cuencas tributarias (arriba). Fuente: M. J. Bó. Sector de marisma de Mar Chiquita (abajo). Foto: P. Martinetto



Figura 6: Cangrejal de Mar Chiquita (A), detalle de ejemplar de *Neohelice granulata*. Fotos: M. P. Sal Moyano

Entre las especies de peces se destaca la presencia del pejerrey *Odontesthes* spp., el lenguado *Paralichthys orbignyanus* y la corvina negra *Pogonias courbina*.

Los pastizales pampeanos, y hacia la línea de costa, suelen presentar **cordones o barreras medanosas** (Figura 7). El área de incumbencia del presente documento comprende parte de las barreras medanosas Oriental (Punta Rasa-Mar Chiquita) y Austral (Miramar-Baterías). La Barrera Oriental es continua y se ha acumulado sobre una planicie costera baja, que permitió el desarrollo de ambientes inundables como en los alrededores de la laguna costera Mar Chiquita. La Barrera Austral es cortada por la desembocadura de arroyos y ríos sujetos a obstrucciones (Miramar, Mar del Sur, Centinela del Mar, Necochea, Balneario Oriente, Monte Hermoso). Los médanos están, en gran medida, “colgados” sobre antiguos acantilados (Isla y col., 1996). Las barreras medanosas del litoral Atlántico han sido y continúan actualmente siendo el escenario de un marcado desarrollo urbanístico vinculado al turismo de playa y a grandes proyectos de forestación (Gómez y Toresani, 1999; Isla y Lasta, 2010).



Figura 7: Cordón medanoso costero, área de Mar Chiquita, Buenos Aires. Foto: M.M. Pérsico

Los cordones de médanos paralelos a la costa se continúan en playas arenosas interrumpidas por afloramientos rocosos o plataformas de abrasión de

loess consolidado llamado “tosca” (Amor y col., 1991). En la costa de Mar del Plata, las playas arenosas se encuentran recortadas, además, por afloramientos rocosos del tipo “cuarcítico” (que son las últimas estribaciones del sistema de Sierras de Tandilia), conformando puntas y cabos (Isla, 2006), ejemplo que se observa en la Figura 8.



Figura 8: Cabo Corrientes, Mar del Plata. Foto: A. Saubidet

En ambos **sustratos duros** se desarrolla una comunidad intermareal, caracterizada por *Brachidontes rodriguezii*, un molusco bivalvo vulgarmente conocido como mejillín. Éste vive en grandes densidades y cubre total o parcialmente las superficies duras o rocas. A estas agregaciones se las conoce como “mejillinar” (Figura 9).

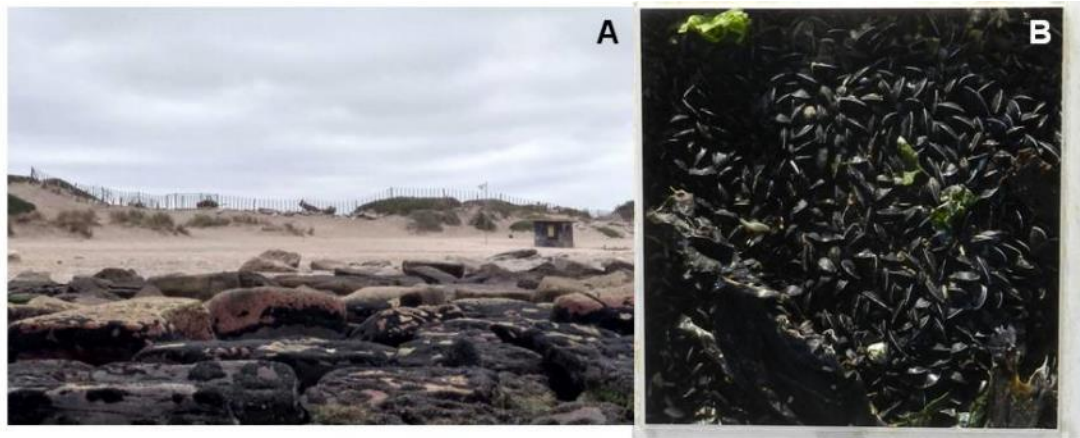


Figura 9: Estrato rocoso donde se desarrolla la comunidad denominada mejillinar (A). Foto: M.M. Pérsico; Detalle del mejillinar (B). Foto: M. E. Becherucci

En las **playas arenosas** puede distinguirse una playa emergida y otra sumergida, ambas en continuo contacto dinámico. En la playa emergida se reconoce la playa distal, que es la porción de playa que se encuentra por sobre el nivel de la pleamar; y la playa frontal, zona de arena húmeda que queda cubierta diariamente por efecto de las altas mareas. La playa sumergida es el sector que se encuentra siempre por debajo del nivel del mar y donde se produce la acción de las olas en su máxima capacidad (Merlotto, 2011; Figura 10 A). Sobre el sector de playas arenosas de la región costera pampeana prevalece la actividad turística. Las playas atraen a la corriente turística más importante del país y existe una variada oferta de balnearios (Dadón y Matteucci, 2006) (Figura 10).



Figura 10: Perfil de playa idealizada, Fuente: Merlotto, 2011 (A); Playa con frente de cordón medanoso, Valeria del Mar, Foto: M. M. Pérsico (B); Playa de sustrato blando (arena), con frente de acantilados, Santa Clara del Mar Foto: M. Lorusso (C); Playa con cordón medanoso, Claromecó, Foto: M. E. Becherucci (D); Zona de balnearios y acceso público dentro del núcleo urbano de la ciudad de Mar del Plata, Foto M. M. Pérsico (E)

La **línea de costa o intermareal** (Figura 11) se encuentra sujeta a inmersiones y descubrimientos periódicos del mar debido al fenómeno natural que se conoce como mareas. Existen dos bajamares y dos pleamares cuya amplitud

media es de 0,90 m en sicigia y 0,60 m en cuadratura, sujetas a la dirección e intensidad de los vientos.



Figura 11: Intermareales rocosos durante la marea baja. (A) Nágera, Foto: F. Hidalgo; (B) Punta Cantera, Waikiki, Foto: M. M. Pérsico; (C) Playa Quequén, Foto: M. E. Becherucci

El sector estrictamente **marino** comprende la zona permanentemente sumergida y puede delimitarse a partir de la línea de baja marea extraordinaria. Una fuerte y constante corriente litoral, de Sur a Norte afecta la costa, al igual que tormentas invernales del sur-sureste (Isla y Ferrante, 1997). Oceanográficamente, el área frente a la ciudad de Mar del Plata está caracterizada por la presencia de aguas residuales de plataforma continental, con temperaturas entre 8 y 21 °C y salinidades de 33.5 y 33.8 ups (Guerrero y Piola, 1997; Lucas y col., 2005). La pesca costera y de altura son actividades extractivas importantes en el área (Figura 12).



Foto: M. M. Pérsico

Figura 13).

Figura 13: Actividades deportivas costeras. Foto: M. M. Pésico

La zona costera así descrita se encuentra en ciertos sectores interrumpida por descargas de ríos, arroyos, canales u otros cuerpos de agua artificiales, así como también por sectores urbanizados y puertos. Debe destacarse que la provincia de Buenos Aires es la más poblada del país y es donde se localizan la mayor cantidad de actividades humanas y, consecuentemente, es donde se presentan más conflictos de uso (Isla y Lasta, 2006). Todas las actividades antrópicas que se desarrollan en la zona generan directa o indirectamente perturbaciones en el ecosistema costero, entre ellas, procesos de contaminación. A este tema nos referiremos a continuación.

3. Contaminación. Definiciones, enfoques y perspectivas

El término **contaminación** refiere a un concepto que ha sido introducido en nuestra vida social y que indica, en términos muy amplios, que cierto recurso se torna inapropiado para cierto propósito. Se puede considerar que la contaminación ambiental es la introducción o presencia de sustancias, organismos o formas de energía en ambientes o matrices (aire, agua, suelo, biota) y que interfiere con la salud y comodidad de las personas, dañan los recursos naturales o alteran la capacidad reguladora de la zona (Albert, 2015). Sin embargo, el concepto de contaminación según Chapman (2007) indica que contaminación implica la presencia de una sustancia donde no debería estar o que se encuentra en concentraciones superiores a los niveles de base; y reserva el término polución cuando la contaminación resulta o puede resultar en efectos biológicos adversos para las comunidades biológicas residentes. De esta manera, todos los poluentes son contaminantes, pero no todos los contaminantes son poluentes.

Además, en el ámbito científico se reconoce que ciertos procesos naturales pueden producir efectos en las distintas matrices de los ecosistemas que pueden ser asimilables a procesos de contaminación como, por ejemplo, incendios, vulcanismo, erosión, entre otros (Kreitler y Jones, 1975; Kirk y col., 2004; Hildebrand, 2009; Pirrone y col., 2010; Keshavarzi y col., 2011; Hogsden y Harding, 2012). Sin embargo, la contaminación como resultado de la acción del hombre, es decir, la contaminación antropogénica, es la de mayor preocupación a nivel global.

Existen múltiples **clasificaciones de contaminación**: de acuerdo a la matriz afectada (contaminación del aire, suelo, agua o de la biota), de acuerdo a la naturaleza del contaminante (contaminación física, química o biológica) y de acuerdo a la escala en la cual se da el fenómeno de contaminación (local, regional o global), entre otras. Asimismo, desde el punto de vista de la actividad que la genera, podemos distinguir entre contaminantes domésticos o urbanos, industriales, agrícolas, pecuarios o ganaderos, o mixtos (Alfayate Blanco y col., 2004). Además, los contaminantes pueden ser agrupados según el grupo químico

o al tipo de uso. Por ejemplo, metales pesados, compuestos industriales, microplásticos, hidrocarburos, agroquímicos, entre otros.

3.1. ¿Cómo llegan los contaminantes al área marino-costera?

Usualmente, los desechos que se producen por la actividad humana son vertidos al cuerpo de agua más cercano; en el caso de las ciudades marino-costeras este cuerpo receptor es el mar. Diferentes fuentes pueden proveer directa o indirectamente contaminantes al área marino-costera: de origen terrestre (vertidos a través de ríos, arroyos, estuarios, tuberías y estructuras de desagüe), de origen marino (provenientes de actividades como la pesca o la actividad extractiva de petróleo) y de origen atmosférico (deposición de compuestos gaseosos).

3.2. Fuentes terrestres de contaminación marino-costera

3.2.1. Efluentes cloacales, pluviales y arroyos

Los **efluentes cloacales** pueden descargar desechos domésticos (aguas servidas y cloacales) y/o industriales. Vierten principalmente materia orgánica, inorgánica (particularmente nitrógeno –N- y fósforo –P-), cloro (de cloraciones que se realizan sobre los lodos cloacales), microorganismos patógenos y compuestos tóxicos como hidrocarburos y metales pesados, entre otros. El contenido cloacal puede presentar diferentes tratamientos antes de ser vertido, los cuales incluyen, en términos generales, el filtrado de las partículas sólidas que luego pasan a cámaras de sedimentación, la descomposición de compuestos orgánicos y la remoción de los nutrientes inorgánicos como N y P (Abdel-Rauof y col., 2012).

La materia orgánica vertida al mar es consumida por algunos organismos marinos (a los que se denomina detritívoros); pero cuando el aporte excede la capacidad de ingesta y asimilación de los organismos, se acumula y produce contaminación. Otro desecho particular de los efluentes cloacales que puede

afectar el uso recreacional de las aguas son las bacterias entéricas, principalmente de la Familia Enterobacteriaceae. Debido a que las bacterias entéricas no están adaptadas a ambientes acuáticos son afectadas por diferentes factores cuando ingresan a estos ecosistemas, y su decaimiento o desaparición está determinado por la competencia bacteriana, la depredación, la temperatura, la concentración de nutrientes, la luz solar y la salinidad. Es por ello que la **calidad microbiológica de las aguas marino-costeras** dependerá no sólo de las fuentes de contaminación de bacterias entéricas, sino también de las condiciones físico-químicas, biológicas, geológicas e hidrológicas (Pérez Guzzi, 2006).

La **red de pluviales** de las ciudades costeras descarga en las playas. Los contaminantes presentes en aguas de drenaje pluvial son muy variados; incluyen sólidos suspendidos, metales pesados, hidrocarburos, contaminantes orgánicos, residuos sólidos y microorganismos patógenos, por lo cual el riesgo sanitario podría estar asociado no sólo a las descargas pluviales sino también al cuerpo receptor de las mismas. Por ello, los pluviales pueden aportar contaminantes no sólo al **agua de mar** sino también a los **sedimentos** de la playa, ya que los mismos, generalmente, son receptores directos de dichas descargas (Figura 14).



Figura 14: Infraestructura y sitio de descarga de un pluvial en la arena de una playa recreativa ubicada en el sector norte de la ciudad de Mar del Plata. Foto: M.M. Pésico

- Indicadores de contaminación fecal

En torno a este tipo de contaminación, se han llevado a cabo investigaciones sobre la calidad sanitaria de la **arena y agua de mar, de playas** de uso turístico (tanto de gestión pública como privada), ubicadas en diferentes sectores urbanos de Mar del Plata. Como es sabido, esta ciudad es cabecera del partido de General Pueyrredón y el principal centro balneario, con una población que supera los 618.989 habitantes relevados (INDEC, 2010) y, durante el verano, con una gran afluencia de turistas que aumenta esa cifra al menos en un 50%, y en un 20-25 % el resto del año (Figura 15). La ciudad presenta un sistema cloacal constituido por colectores que conducen los líquidos domiciliarios e industriales hacia la planta de Pretratamiento en Camet (9 km al norte de la ciudad) (Figura 16). La descarga del efluente se producía directamente a la zona intermareal desde 1989 hasta diciembre del 2014, fecha en la cual se inauguró el emisario submarino (www.mardelplata.gob.ar/Noticias/inauguraron-el-emisario), el cual consiste en una cañería que recorre el fondo marino 4,5 km hacia mar adentro donde finalmente se produce la descarga gradual a través de difusores.



Figura 15: Sector costero dentro del núcleo urbano de la ciudad de Mar del Plata, con gran afluencia de visitantes a sus playas durante la época estival. Foto: A. Saubidet

A su vez, en 2018 se inauguró la nueva Estación Depuradora de Aguas Residuales, pieza fundamental y complementaria al emisario, la cual extrae sólidos, arenas, grasas y aceites procedentes de los conductos cloacales, antes de que el emisario submarino realice la descarga al medio marino (OSSE, 2020). De acuerdo a datos del 2006, la descarga de fluidos cloacales (volumen medio: 2,8 m³/s) se ve aumentada en un 25% durante la temporada estival (Scagliola y col., 2006). Por su parte, la infraestructura pluvial de la ciudad cubre el 80 % de la zona urbana, su trazado y ampliación está a cargo de la Dirección de Hidráulica de la provincia de Buenos Aires y su control y mantenimiento es responsabilidad de Obras Sanitarias Sociedad de Estado, OSSE (Guridi y Vivar, 2013).



Figura 16: Vista aérea de zona costera donde se ubica la Planta de pretratamiento de los residuos cloacales de la ciudad de Mar del Plata. Foto: A. Saubidet, 2014

Uno de los primeros relevamientos bacteriológicos (cuantificación de coliformes totales y termotolerantes, *Escherichia coli*, estreptococos fecales y bacterias aeróbicas mesófilas) y de parámetros ambientales (turbidez, pH, salinidad, oxígeno disuelto y temperatura) obtenidos en muestras de agua de mar

en playas con y sin vertidos costeros (arroyos, pluviales y cloacal) resalta mayores recuentos bacterianos en playas ubicadas en el centro y hacia el norte de la ciudad, con aumentos en verano de más de diez veces a los de invierno (Pérez Guzzi, 2006). En dicho estudio se estableció un origen de contaminación antrópica con influencia de vertidos cloacales y pluviales. Ruiz y col., (2012) realizaron un estudio sobre la balneabilidad en dos playas recreativas cercanas a la planta de Pretratamiento de los efluentes cloacales de la ciudad de Mar del Plata (Félix U. Camet y Sun Rider, al norte y al sur de la misma, respectivamente). En este estudio se cuantificaron los mismos indicadores de contaminación fecal, los cuales demostraron que, según la normativa vigente de la provincia de Buenos Aires (Autoridad del Agua, Resolución 42/06) y los criterios de la Organización Mundial de la Salud (OMS), las playas no resultaron aptas para uso recreacional. Posteriormente, Folabella y col., (2016) analizaron las aguas de las mismas playas recreativas luego de la puesta en marcha del emisario submarino, año 2014, hallándose mejoras significativas en la calidad del agua de mar para uso recreativo; la playa Camet cumplió con criterios de balneabilidad según la Autoridad del Agua de la Provincia de Buenos Aires y ambas playas según la OMS (1998).

Entre enero de 2015 y abril de 2017 se evaluó el efecto de las escorrentías urbanas en la calidad sanitaria de la arena próxima a la descarga pluvial de la playa recreativa Constitución (Pérsico y col., 2017). Se analizaron parámetros indicadores de contaminación fecal (coliformes totales, *Escherichia coli* y enterococos) mediante un muestreo realizado luego de dos o tres días de ocurrida una lluvia intensa, para analizar el efecto de las descargas pluviales sobre la playa. Asimismo, se realizaron determinaciones sobre presencia/ausencia de huevos del nematode parásito *Toxocara* spp. En coincidencia con la abundancia de coliformes totales y *E. coli*, los valores de concentración más elevados de enterococos se registraron durante enero de 2015, marzo de 2016 y abril de 2017. Estos valores superaron los valores guía internacionales tomados como referencia según la guía portuguesa para la calidad microbiológica de arena (Brandao y col., 2007), y se corresponde con la temporada estival, cuando aumenta el número de usuarios que disfrutan de la playa en relación al resto del año. No se encontraron huevos de *Toxocara* spp. en las muestras de arena colectadas.

En un estudio llevado a cabo en tres playas recreacionales afectadas por

descargas pluviales localizadas en diferentes sectores urbanos de la ciudad de Mar del Plata, norte, centro y sur (Figura 17) se emplearon los indicadores microbiológicos coliformes totales, *E. coli* y enterococos para evaluar la calidad sanitaria de la arena próxima a la descarga durante el periodo marzo 2016-septiembre 2017 (Pérsico y col., 2019).

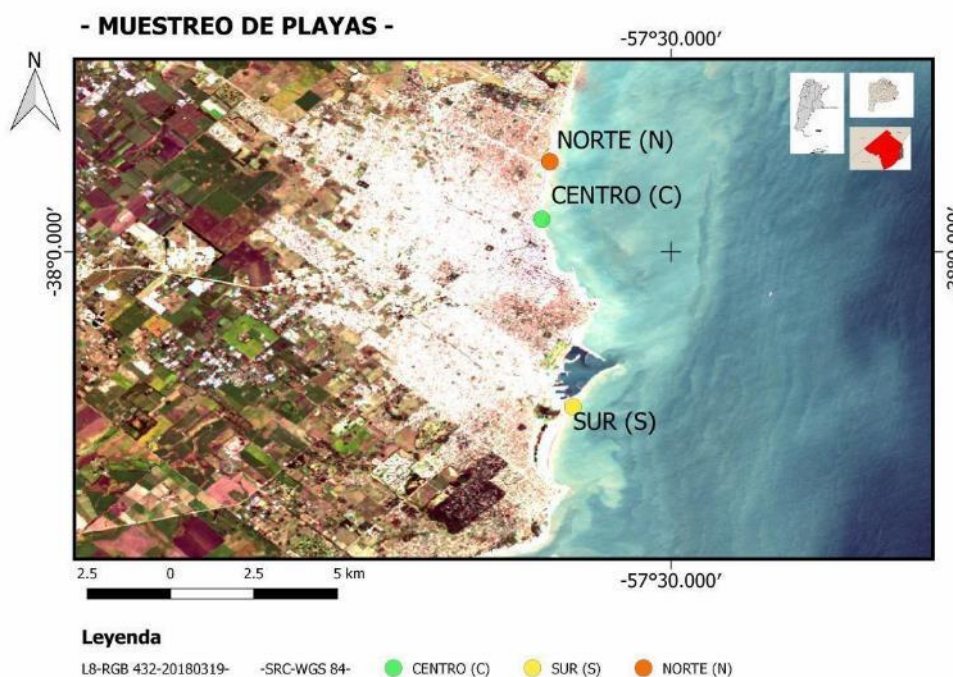


Figura 17: Ubicación geográfica de la ciudad de Mar del Plata y las playas de estudio, sectores norte, centro y sur. Fuente: Pérsico y col., 2019

La carga bacteriana total entre las playas del sector norte, centro y sur de la ciudad fue uniforme, como así también en su distribución vertical, a 20 cm de profundidad. El recuento de colonias de coliformes totales y *E. coli* resultó superior en 2017 respecto a 2016. Desde el punto de vista sanitario, un número elevado de muestras de sedimentos superaron los valores máximos admisibles, según la normativa internacional tomada como referencia (Brandao y col., 2007). La temperatura media mensual y las precipitaciones diarias acumuladas estuvieron asociadas a las concentraciones de coliformes totales, *E. coli* y enterococos, e incidieron en su distribución temporal dentro del periodo de estudio. Las descargas pluviales en la franja emergida de las tres playas estudiadas (Figura 18)

constituyeron un factor importante de contaminación microbiológica en los sedimentos analizados, a pesar de su localización en diferentes cuencas hidrográficas de desagüe urbano.



Figura 18: Playas recreativas ubicadas en diferentes sectores de la ciudad de Mar del Plata, norte, centro y sur, receptoras de descargas pluviales en la arena.
Fotos: M. M. Pérsico

La presencia constante de *E. coli* señalaría, en particular, contaminación fecal en la arena cercana a la descarga pluvial de las playas urbanas evaluadas. En la Figura 19 se observan los % de muestras de arena de coliformes totales (CT), *E. coli* (EC) y enterococos (ENT) de las tres playas de estudio, de acuerdo a los valores de concentración máximos permisibles de cada indicador (VMP), según la norma portuguesa tomada como referencia.

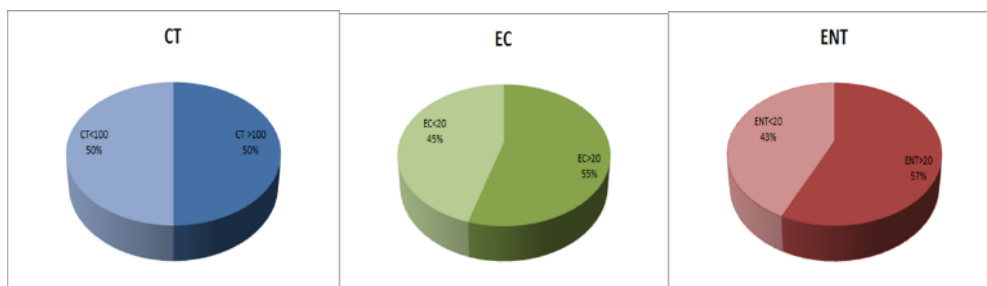


Figura 19: Porcentajes de determinaciones de CT, EC y ENT de muestras de arena colectadas en las Playas N, C y S, Mar del Plata, de acuerdo a los valores de concentración máximos permisibles de cada indicador (VMP), según la norma portuguesa tomada como referencia (CT < 100; EC < 20; ENT < 20, en UFC/g).
Fuente: Pérsico y col., 2019

Si bien no se hallaron huevos de *Toxocara* spp. en la arena de las playas estudiadas, existen estudios locales sobre el hallazgo de parásitos de importancia sanitaria a partir de materia fecal de mascotas como perros y gatos recolectadas en plazas (Andresiuk y col., 2003; Andresiuk y col., 2004), en areneros de plazas y

de jardines de infantes (Lechner y col., 2005; Lechner y col., 2008) y en materia fecal canina recolectada en varias playas de la ciudad (Madrid y col., 2008). Al ser parásitos zoonóticos, las medidas de control y prevención son muy importantes para garantizar la calidad sanitaria de estos ambientes.

Otro estudio llevado a cabo en una playa pública céntrica de la ciudad, conocida como Playa Popular, durante el periodo diciembre de 2017- abril de 2018, evidenció valores de concentración de *E. coli* y enterococos (Lucero y col., 2019a) que superaron los de referencia recomendados por la guía portuguesa (Brandao y col., 2007). Las colonias de enterococos fueron mayores que las de *E. coli* en la arena seca superficial y profunda, en sedimento húmedo y en el agua recreacional. Los resultados obtenidos excluyen al mar como contaminante de los sedimentos, siendo las actividades antrópicas las responsables de dicha contaminación. La playa estudiada no posee vertidos naturales ni artificiales, y aunque su gestión es mixta (privada y pública), no cuenta con los servicios esenciales sanitarios, y el manejo de los residuos sólidos generados es muy deficiente (Lucero y col., 2016). Los autores expresan que el elevado número de visitantes, así como también la gran acumulación de residuos sólidos presentes en la playa de estudio generarían dicha contaminación. Particularmente, los desechos de naturaleza orgánica podrían ser un factor importante en el desarrollo de estos microorganismos en la franja emergida, coincidiendo con otros estudios realizados en playas de otras regiones (Márquez Gullos y Rosado Vega, 2011).

En otros ambientes costeros, particularmente donde los arroyos La Carolina y La Tigra desembocan en el mar, al norte y sur de la playa Boulevard en la localidad de Mar del Sur (Partido de General Alvarado, Prov. de Buenos Aires), y teniendo en consideración que los mismos atraviesan vastas zonas de actividad agrícola-ganadera, Campins y col., (2017) realizaron muestreos en la zona de su desembocadura durante los periodos estivales de febrero de 2010-enero de 2013, con el fin de evaluar su calidad microbiológica. Asimismo, tomaron muestras de agua de mar de la playa céntrica de la ciudad. Los parámetros analizados fueron: coliformes fecales o termotolerantes (CTt), *E.coli* y enterococos fecales (EF). Las medias geométricas obtenidas de los mismos y la relación CF/EF (ésta como índice utilizado como primera aproximación para identificar el origen de la contaminación fecal), se observan en la Tabla 1. Los autores expresan que la contaminación es

de origen humano si el valor resulta >4 , y de origen animal si es $< 0,7$; y que de acuerdo a la interpretación de la OMS, 2001, el cálculo de CTt/EF puede utilizarse como indicador y así determinar que el agua de mar puede ser de contaminación reciente (valor > 4), de contaminación antigua ($< 0,7$) y contaminación no definida (entre < 4 y $> 0,7$).

Tabla 1. Medias geométricas para los Arroyos La Carolina y La Tigra y la Playa en el periodo estival de febrero 2010 a enero 2013 (Campins y col., 2017)

Muestreo	CT	EF	E. coli	CTt/EF
La Carolina	1444,2	6479,9	473,4	0,23
La Tigra	6648,3	5275,9	953,1	1,26
Playa	4,2	77,9	3,4	0,05

Así, determinaron en La Carolina y la Playa contaminación antigua, mientras que para La Tigra contaminación cruzada. Si bien se determinó a los arroyos como fuentes puntuales de contaminación, sobre la base de las muestras colectadas y analizadas, no se halló una incidencia alta en los registros de la playa, debido a la elevada renovación de agua y ausencia de escolleras.

Posteriormente, Maggiore y col., (2019) exponen los resultados obtenidos de un estudio realizado en los arroyos La Carolina y La Totorá (el primero entre las localidades de Miramar y Mar del Sur, y el arroyo La Totorá al norte de la ciudad de Mar del Sur), entre julio 2016 y junio 2017, utilizando como indicadores coliformes totales, coliformes fecales, *E. coli* y enterococos fecales. Los puntos de muestreo fueron: en el arroyo La Totorá en su intersección con la ruta N° 77 y en su intersección con la ruta N° 11 (próximo a su desembocadura); en el arroyo La Carolina en su intersección con la ruta N° 11 y en su desembocadura. Los resultados obtenidos fueron similares en ambos arroyos, obteniéndose los mayores recuentos en enero, febrero y marzo del 2017. Según la Resolución 42/06 del Directorio de la Autoridad del Agua de la Prov. de Buenos Aires, los valores de referencia de calidad de aguas dulces y marinas para protección de la biota acuática, recreación y de calidad de aguas dulces como fuente de agua para su

potabilidad en la zona de uso exclusivo del Río de la Plata y su frente marítimo, son: 126 NMP/100 ml para coliformes fecales y/o *E. coli* y 33 NMP/100 ml para enterococos. Los autores señalan que el 63,6% y el 95,4% de los muestreos no cumplieron con los valores guías para *E. coli* y para enterococos fecales, respectivamente. Con respecto al origen de la contaminación, el arroyo La Carolina presentó aumento considerado de contaminación de origen humano en comparación con el arroyo La Totorá, lo cual estaría relacionado con el aumento de la población debido a la gran afluencia turística.

- Hidrocarburos en arena

En la ciudad de Mar del Plata, entre enero de 2015 y abril de 2017, se realizaron diez relevamientos en una playa recreativa del sector norte sujeta a descarga pluvial y en otra sin descarga (o playa control), luego de la ocurrencia de lluvias, con el objetivo de relacionar la concentración de hidrocarburos totales de petróleo (HTP), naftas y diesel en muestras de arena con las descargas pluviales (Pérsico y col., 2017). Si bien no se hallaron diferencias en las concentraciones de HTP y sus derivados al comparar ambas playas, es importante destacar que las concentraciones más elevadas se encontraron en muestras de arena de junio 2015 y julio 2016, pero que no superaron los valores guía sugeridos por la norma holandesa para suelos, la cual fue tomada como referencia y que establece como valor máximo permisible 300 mg/kg (RIVM: Instituto Nacional de Salud Pública y Medio Ambiente Países Bajos). A su vez, se evidenció una correlación negativa entre los valores de HTP y las temperaturas medias mensuales, siendo la fracción diesel la más representativa.

Por su parte, Lucero y col., (2019b), entre marzo de 2016 y noviembre de 2017, evaluaron la concentración estacional de HTP, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y fracciones de naftas y diesel en muestras de arena afectadas por descargas pluviales en tres playas urbanas de la ciudad de Mar del Plata: playa norte (zona Constitución), playa centro (zona La Perla) y playa sur (zona Puerto). De un total de 66 muestras de arena provenientes de la superficie y a 20 cm de profundidad de la franja emergida de las playas, en el 56% de las mismas se identificaron hidrocarburos de petróleo; el rango de concentraciones fue amplio

(2,55 a 1532 mg/kg). No se observaron diferencias en la concentración de hidrocarburos entre muestras de superficie y profundidad. Los sedimentos de la playa sur presentaron, durante el invierno del 2017, concentraciones de HTP superiores a los criterios de referencia internacional mientras que las concentraciones de PAHs resultaron inferiores a dichos criterios. En cuanto a la distribución temporal, la fracción correspondiente a naftas presentó concentraciones más altas en los meses de verano, mientras que la fracción diesel y los HTP no registraron estacionalidad alguna. Asimismo, las concentraciones de diesel fueron superiores a las naftas en las muestras de sedimentos de las tres playas. Los parámetros ambientales incidieron en la presencia de los contaminantes, comprobándose una correlación negativa entre la concentración de HTP y las temperaturas medias de los meses en los se realizaron los muestreos. Las lluvias acumuladas, por el contrario, evidenciaron una asociación positiva, encontrándose las concentraciones más altas de hidrocarburos cuando las lluvias fueron más abundantes. La presencia de valores de concentración significativos de HTP y la identificación de PAHs sólo en la playa localizada al sur del núcleo urbano (Figura 20), dentro del área donde coexisten la actividad habitacional y la industrial, señalaría a las acciones incluidas en esta última como fuente importante en la contribución de estos contaminantes a las escorrentías pluviales y, posteriormente, a su cuerpo receptor.



Figura 20: Descarga y desembocadura del efluente pluvial en la playa sur, zona Puerto, Mar del Plata. Fotos: M. M. Pérsico

- Organismos bentónicos como indicadores de contaminación

La contaminación por descargas cloacales puede ser estimada a través del análisis de la abundancia y la composición relativa de los diferentes grupos de organismos marinos que viven cercanos y asociados a los puntos de vertidos. Estos organismos pueden pertenecer al bentos (es decir viven asociados al fondo marino) o al plancton (viven en la columna de agua, errantes y a merced de las corrientes). Los cambios o respuestas de los organismos a los contaminantes pueden medirse a tres niveles jerárquicos: a nivel de organismo o sub-organismo (mediante el uso de biomarcadores), a nivel poblacional y de las asociaciones o comunidades, y a nivel ecosistémico. En este sentido, los indicadores biológicos o bioindicadores son taxones, grupos funcionales o cualquier estructura o proceso biológico utilizados para evaluar los efectos de cualquier forzante o impacto ambiental, siempre basado en su mayor o menor sensibilidad. La idea fundamental que sustenta el concepto de indicador biológico es que los organismos o grupos seleccionados brindan, expresan e integran información sobre sus hábitats (Muniz y col., 2013).

A nivel comunitario o de agrupaciones (ensambles) de especies, los cambios se evidencian en la abundancia relativa de las mismas; las especies sensibles a los distintos tipos de contaminantes o a determinados contaminantes desaparecerán o disminuirán su abundancia en las zonas contaminadas, mientras que las especies tolerantes a la contaminación estarán presentes mayoritariamente en las zonas impactadas. Por ello, del estudio de las relaciones numéricas de las diferentes especies, es posible determinar si un sitio está contaminado o no y en qué medida. El cambio de la abundancia relativa de las especies en los ensambles bentónicos es ampliamente utilizado como indicador de exposición crónica a contaminantes (Muniz y col., 2013).

Se han realizado estudios de contaminación por efluentes cloacales mediante el uso de bioindicadores bentónicos, principalmente en los efluentes de Mar del Plata (Elías y col., 2001, 2003, 2004, 2005 y 2009; Vallarino y col., 2014; Jaubet y col., 2011; Garaffo y col., 2012; Jaubet y col., 2013; Sánchez y col., 2013; Elías y col., 2015; Becherucci y col., 2016a y b; Garaffo y col., 2017; Llanos y col.,

2019) y Necochea-Quequén (López Gappa y col., 1990, 1993; Becherucci y col., 2018; Saracho Bottero y col., 2020).

Los estudios de la **comunidad bentónica** asociada al efluente cloacal de la ciudad de Mar del Plata comenzaron en el año 1996, cuando se tomaron muestras de la comunidad bentónica del fondo marino en la franja somera, a menos de 12 m de profundidad, y a 900 m frente a la descarga cloacal. Allí se detectaron poliquetos y componentes naturales de los sedimentos marinos identificados con el nombre científico *Owenia tegula*. Por su elevada abundancia asociada a elevadas concentraciones de materia orgánica (principalmente materia fecal humana) dicha especie podría ser considerada indicadora de enriquecimiento orgánico de los sedimentos (Elías y col., 2001). En un segundo estudio, los autores encontraron una distribución particular de las especies de poliquetos sobre el fondo marino cercano a la descarga del efluente cloacal, la cual se relacionaba con el enriquecimiento orgánico (Elías y col., 2004), con la temporada estival y con la ocurrencia de eventos climáticos como las tormentas de intensos vientos y oleajes. (Elías y col., 2005).

Las evaluaciones de bioindicadores de contaminación cloacal también incluyeron la comunidad de organismos que habita el intermareal. Un estudio sobre la abundancia y composición relativa de las especies de la comunidad habitante del mejillinar evidenció signos de enriquecimiento orgánico hasta 200 m al sur del efluente cloacal durante el invierno, mientras que durante el verano dicho enriquecimiento se evidenció a más de 1000 m al sur (Vallarino y col., 2002). Dicho estudio sugiere que la variación temporal encontrada estaría relacionada en parte con aumento del caudal de descarga del efluente durante los meses de la temporada turística, y a los vientos estivales preponderantes del sector norte que empujarían la descarga del efluente hacia el sur. Particularmente, los ensambles de poliquetos asociados al mejillinar reflejaron diferencias en su composición específica conforme se aumenta la distancia al punto de vertido cloacal, lo que sugiere la existencia de distintos grados de enriquecimiento orgánico (Elías y col., 2003). De esta manera, los taxones *Capitella*, *Neanthes succinea* y *Boccardia polybranchia* han dominado el área cercana al efluente, especies pertenecientes a la familia Cirratulidae, *Caulleriella alata* y *Cirratulus cirratus* fueron citados como más abundantes a distancias intermedias, y las especies *Syllis prolixa* y *Syllis*

gracilis, y en menor abundancia *Protoariciella uncinata*, dominaron áreas alejadas (> 8 km) del efluente.

Un caso particular ocurrido en la primavera de 2008, fue el hallazgo de altas densidades del poliqueto *Boccardia proboscidea* que alcanzó los 1,5 millones de individuos/ m² (Jaubet y col., 2011; Jaubet y col., 2013). Dicha densidad representó un hecho único a nivel internacional. Cada individuo de esta especie realiza un tubo construido con mucus y arena dentro del cual habita. Los tubos se agregan uno al lado del otro y cuando su densidad es elevada generan concreciones de arena como si fueran arrecifes de arena compacta. Los arrecifes presentan superficies variables desde 1 a 5 m² y hasta 30 cm de altura de acuerdo a la densidad de la población y el tamaño de la roca sobre la cual se asentaron (Jaubet y col., 2011). Su gran desarrollo en el año 2008 implicó el avance de la especie por el intermareal, la que llegó a cubrir el mejillinar por completo en los sitios cercanos (menos de 800 m de distancia) al efluente (Figura 21). Los arrecifes compactos soportaban una persona parada encima (foto izquierda), y presentaron entre 15-20 cm de altura (foto derecha, barra: 15 cm). Desde entonces, y con densidades variables, *B. proboscidea* es la especie indicadora por excelencia de enriquecimiento orgánico en la zona (Jaubet y col., 2011; Garaffo y col., 2012; Jaubet y col., 2013; Sánchez y col., 2013; Elías y col., 2014).



Figura 21: Arrecifes de *Boccardia proboscidea* en el intermareal a 800 m de la descarga del efluente cloacal de Mar del Plata en 2008. Foto: M.L. Jaubet

La contaminación del efluente cloacal sobre el ecosistema marino costero de Mar del Plata también fue estudiado mediante la implementación de índices de calidad ambiental, los cuales evalúan el ambiente de acuerdo a las abundancias de

los diferentes tipos de organismos y se ponderan mediante un valor numérico que luego permiten categorizar al ambiente o ecosistema como “malo”, “pobre”, “moderado”, “bueno” o “alto” de acuerdo a su calidad ambiental. Según el índice implementado, el área cercana al efluente (los primeros 800 m contiguos al sur del punto de vertido) varió entre los rangos de calidad ambiental pobre y moderada, mientras que áreas alejadas a más 8 km de distancia clasificaron entre buenas y moderadas (Garaffo y col., 2016).

Las **macroalgas** (como constituyentes del bentos), también resultan ser organismos apropiados para medir indirectamente la contaminación cloacal en áreas costeras. Particularmente, se registraron ensambles compuestos por especies diferentes conforme aumenta la distancia al efluente cloacal de Mar del Plata (Becherucci y col., 2016a). Las playas cercanas al efluente se caracterizaron por la dominancia de la diatomea *Berkeleya* sp. (que si bien es una microalga forma agregados estables macroscópicos) y abundancia variable del alga verde *Ulva hookeriana*, mientras que las áreas alejadas de la descarga presentaron una mayor variedad de especies entre las que se destacan el alga roja *Ceramium uruguayense* y el alga verde *Ulva lactuca* (Figura 22; Becherucci y col., 2016a). Dichos estudios se continuaron posteriormente a la puesta en marcha del emisario submarino, los cuales permitieron evidenciar cambios en las abundancias relativas de las especies que componían el ensamble de uno de los sitios ubicado a 3,7 km hacia el norte del efluente (Becherucci, 2016).



Figura 22: *Ulva lactuca* (A), *Ceramium uruguayense* (B), *Ulva hookeriana* (C) y *Berkeleya* sp. (D). Fotos: M. E. Becherucci

Además de los estudios mencionados, en la comunidad intermareal asociada al efluente cloacal de Mar del Plata, se midió el tiempo en el que el mejillinar (junto a sus especies asociadas) se restablecía sobre el sustrato luego de un disturbio o perturbación. De manera experimental, los organismos fueron desprendidos del sustrato mecánicamente y luego se midió cuánto tiempo transcurría hasta que las especies recolonizaron dicho sustrato y alcanzaron abundancias similares a las que presentaban antes del disturbio. Así, se encontró que en las zonas impactadas el mejillinar tardó 5 (cinco) meses en restablecerse luego de la perturbación (Becherucci y col., 2016b), lo cual representa poco tiempo si se considera que el mejillinar de zonas alejadas del efluente se restablece pasados los 440 días del desprendimiento (Soria, 2020). Finalmente, los autores exponen que el rápido restablecimiento de la comunidad intermareal puede ser usado como un indicador de enriquecimiento orgánico (Becherucci y col., 2016b).

Recientemente, Cuello y col., (2019) evaluaron la comunidad macrozoobentónica intermareal asociada al efluente cloacal, durante la construcción del emisario submarino y luego de que el mismo fuera puesto en funcionamiento. Los resultados mostraron cambios en la comunidad biológica; en efecto, se determinó un aumento de la densidad de especies menos tolerantes al enriquecimiento orgánico en la etapa posterior al funcionamiento del emisario submarino.

Por su parte, el efluente cloacal de las ciudades de Necochea-Quequén (ubicado en Punta Carballido, al sur del balneario Costa Bonita-Quequén) fue evaluado primeramente en los años 90 (López Gappa y col., 1990, 1993). Dichos estudios muestran que la comunidad bentónica del intermareal indica un claro gradiente de contaminación conforme se aleja del punto de descarga (López Gappa y col., 1990). Se destaca la ausencia del mejillinar en la zona inmediata a la descarga con parches de sustrato desnudo o con las algas verdes *Cladophora* sp. y *Enteromorpha compressa* y cianobacterias bentónicas. A más de 100 m de la descarga aparece el mejillinar con sus especies asociadas. Los autores reconocen la ausencia del mejillín *Brachidontes rodriguezii* como un claro indicador del efecto de la descarga del efluente de Necochea-Quequén, dado que prácticamente no hay correlación con otros factores ambientales (López Gappa y col., 1993).

Veinte años después se realizaron nuevos estudios del bentos asociado al efluente de Punta Carballido (Figura 23; Becherucci y col., 2018; Saracho Bottero y col., 2020). Los mismos dan cuenta de una respuesta localizada de la comunidad intermareal a menos de 330 m del punto de descarga caracterizada por aguas con baja salinidad, altos valores de materia orgánica en sedimento y por la dominancia del poliqueto *Boccardia proboscidea*, una especie de crustáceo anfípodo del orden Harpacticoidea y el alga verde *Ulva* sp.



Figura 23: Efluente cloacal intermareal en Punta Carballido (Quequén). Foto: M. E. Becherucci

Asimismo, se detectaron concentraciones de enterococos en el agua de mar cercanas a $1,5 \times 10^6$ Número Más Probable (NMP)/100 ml, esto es 42.000 veces más de la concentración máxima recomendada por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos para aguas costeras recreacionales (35 NMP/100 ml, USEPA por sus siglas en inglés) (Becherucci y col., 2018). En tanto, a más de 330 m y hasta los 700 m a cada lado del punto de descarga (dirección NE y SO), disminuyen los valores de materia orgánica y de enterococos, la comunidad bentónica aumenta su diversidad, y hasta 50% del sustrato se encuentra dominado

por el mejillín *Brachidontes rodriguezii*, con altas abundancias de la lapa *Siphonaria lessonii* y del crustáceo isópodo *Sphaeroma serratum*.

Similarmente a lo registrado en Mar del Plata, la comunidad bentónica cercana a la descarga cloacal de Punta Carballido presentó una baja diversidad debido a la monopolización del poliqueto *B. proboscidea*, el cual excluye a otros organismos de la fauna y flora intermareal. Contrariamente, la comunidad bentónica alejada de la descarga es más diversa. Si bien el mejillín ocupa predominantemente el sustrato, más de 30 especies infaunales encuentran hábitat en la arena entrampadas entre las valvas del mejillín (Saracho Bottero y col., 2020).

Asimismo, especies de macroalgas como *Ulva lactuca*, *Porphyra* sp., *Ceramium uruguayense*, entre otras, se fijan y desarrollan por encima de sus valvas (Figura 24; Becherucci y col., 2018).



Figura 24: Comunidad intermareal cercana a la descarga cloacal (izquierda) y a 700 m de la misma (derecha). Lado del cuadrante: 50 cm. Foto: M.E. Becherucci

Convenientemente, los mismos autores aplicaron un índice de calidad ambiental en Punta Carballido, el cual condensa los patrones ambientales y biológicos recopilados, lo que brinda en última instancia, una categoría de ambiente bueno, moderado o malo. Así, el intermareal a menos de 330 m de la descarga presenta una mala calidad ambiental, a los 330 m varió entre moderada en otoño y mala en primavera, mientras que las áreas a 700 m varió entre buena y moderada (Saracho Bottero y col., 2020). Asimismo, y considerando aspectos funcionales del ecosistema, se observó una dominancia de especies alimentadoras de depósito, de baja movilidad y con características de vida oportunistas, principalmente

relacionadas a la contribución de materia orgánica que recibe la playa (Llanos y col., 2020b; Hines y col., 2021).

En síntesis y coincidiendo con los estudios de López Gappa en la década de 1990, se registró un cambio abrupto y local de la comunidad intermareal asociada a la descarga de Punta Carballido, debido principalmente a la pérdida de especies en la zona afectada (Saracho Bottero y col., 2020), lo cual representa un claro indicador de contaminación cloacal. Este indicador puede ser usado para evaluaciones rápidas de monitoreo y sentar las bases para la toma de decisiones (Becherucci y col., 2018).

3.2.2. Puertos

Los puertos pueden considerarse enclaves de intervención humana en los sistemas naturales. Debido a que presentan aguas semi-cerradas con escasa renovación, protegidas del oleaje y las corrientes, los contaminantes pueden concentrarse dentro de los confines del puerto. Los contaminantes presentes en los puertos se vinculan generalmente a sustancias relacionadas con la industria naval, descargas de efluentes, presencia de especies exóticas, entre otros. Asimismo, cuando el puerto se encuentra ensamblado en una zona estuarial también puede recibir los contaminantes provenientes de río arriba. De acuerdo al área de estudio del presente informe se describirán los puertos Mar del Plata y Quequén en materia de contaminación.

- Puerto Mar del Plata

El puerto Mar del Plata (38° 02' S - 57° 31' 30" O), construido en 1922 y ubicado en el núcleo urbano de la ciudad, se encuentra constituido por dos escolleras artificiales (Norte y Sur) que delimitan un área semicerrada de aproximadamente 140 ha (Figura 25). Es un puerto marítimo de ultramar, pesquero, petrolero, cerealero y de explotación turística. Posee un área (80 ha) netamente militar y asiento de la Base Naval Mar del Plata de la Armada Argentina. Cuenta con dos dársenas para embarcaciones deportivas, Clubes Náutico, Motonáutico y Yacht Club Argentino. La profundidad media del agua es de 5 m, oscilando entre 3 y 12 m. Se mantiene un canal de navegación hasta una profundidad de 10 m. La

temperatura media mensual del agua oscila entre 9,3 °C en julio (invierno) y 20,9 °C en febrero (verano) (SHN, 2020) y la salinidad media denota un ambiente marino, con valores superiores a los 32 (Schwindt, 2010).



Figura 25: Vista de un sector del Puerto Mar del Plata, con las escolleras norte y sur. Foto: M.M. Pérsico

En el sedimento superficial dentro del puerto Mar del Plata se han encontrado altos niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y tributilestaño (TBT) (Goldberg y col., 2004; Albano y col., 2013; Laitano y col., 2015). De acuerdo a Laitano y col., (2015), la concentración de PAHs varió entre 180 a 17 ng g⁻¹. Los PAHs están relacionados tanto a la combustión de biomasa como a la combustión de petróleo asociada al tráfico marítimo, se encuentran en mayores concentraciones en el sector más interno del puerto y disminuyen hacia la boca. Los niveles de PAHs encontrados implican un peligro para los invertebrados que viven en el puerto, no obstante, en las playas circundantes fuera del puerto, los PAHs se detectaron en bajos niveles (Albano y col., 2013; Laitano y col., 2015). De manera similar, Colombo y col., (2003) registraron niveles elevados de hidrocarburos alifáticos derivados de petróleo (con concentraciones máximas de 6-

13 µg/g) y PAHs con concentraciones máximas de 0,99 µg/g, los cuales superan los niveles guía canadienses para calidad de sedimento (entre 0,006 y 0,1 µg/g), en los sedimentos internos del puerto Mar del Plata, mientras que los niveles en los sedimentos externos al mismo fueron bajos. Los mismos autores encontraron dos tipos de contaminantes orgánicos persistentes: plaguicidas organoclorados y bifenilos policlorados (PCBs) en los sedimentos internos del puerto. Para conocer más detalle de dicho estudio consultar la sección “Compuestos Orgánicos Persistentes”.

Por su parte, el TBT se encuentra contenido en algunas pinturas antifouling o anti-incrustantes con efectos biocidas (usadas para proteger cascos de embarcaciones o muelles). Estos compuestos se han identificado como responsables del fenómeno denominado imposex o impostación sexual (desorden hormonal que se produce en moluscos como consecuencia de la exposición a algunos contaminantes químicos, particularmente TBT, y que induce el desarrollo de órganos sexuales masculinos en las hembras). Una vez liberado en el agua, el TBT puede sufrir, rápidamente, distintos procesos químicos y acumularse en el sedimento y la biota. Además, puede degradarse a di y monobutilestaño (DBT y MBT, respectivamente) a través de diversos procesos entre los que se destaca la biodegradación producida por ciertos microorganismos (bacterias, microalgas y hongos) (Quintas, 2016). A causa de los daños que puede causar en el medio marino, diversos países han impuesto regulaciones para controlar el uso del TBT en la formulación de pinturas anti-incrustantes para embarcaciones. En Argentina, la institución que regula el transporte marítimo (Prefectura Naval Argentina) prohibió en 1998 el uso de pinturas antiincrustantes a base de TBT en todos los tipos de buques (Ordenanza nº 4/98). En 2007 Delucchi informó valores de DBT (n.d. a 115,7 ng Sn.g⁻¹) y TBT (668,6 a 1066,9 ng Sn.g⁻¹) en sedimentos de la zona interior del puerto Mar del Plata. De acuerdo a Laitano y col., (2015), en diciembre del año 2012, la concentración de TBT en sedimentos dentro del puerto varió entre 24,2 y 150 ng Sn/g, y en las playas circundantes, se detectaron menores niveles de TBT (10,9 ng Sn/g). Los autores concluyen que los sedimentos del puerto Mar del Plata pueden considerarse entre poco y moderadamente contaminados por TBT, mientras que las playas cercanas están entre poco y nada contaminadas. La clara reducción de la contaminación del puerto Mar del Plata en los últimos años sugiere

que las leyes locales e internacionales que controlan las pinturas anti-incrustantes a base de TBT están siendo efectivas.

También se han publicado resultados sobre la presencia y concentración de compuestos orgánicos de estaño en algunos ambientes del litoral considerado. Cledón y col., (2006) informaron contenidos medios en sedimentos y organismos de la zona entre Mar del Plata y Mar Chiquita (Tabla 2).

Tabla 2. Contenido de compuestos orgánicos de estaño (TBT, DBT, MBT, DPhT) en muestras de tejidos (expresadas en ng S x g-1 en peso húmedo) en ejemplares hembra del caracol negro *Adelomelon brasiliiana* (Mollusca Gasteropoda). TBT: tributilestaño; DBT: dibutilestaño; MBT monobutilestaño; DPhT: difenilestaño. Fuente: adaptado de Cledón y col., 2006.

Molécula	Glándula digestiva	Músculo
TBT	36 - 46	14 - 21
DBT	35 - 39	9,1 - 18
MBT	29 - 133	10 - 35
DPhT	8,9 - 33	4,3 - 30

Además, Teso y Penchaszadeh (2009) determinaron la ocurrencia del fenómeno de imposex en ejemplares de *Olivancillaria deshayenciana* de la costa de Mar del Plata. Estos resultados fueron determinados luego de una acción de relleno artificial de playas con arena extraída de la boca del puerto Mar del Plata.

Por otro lado, se han encontrado biomarcadores bioquímicos de contaminación crónica en especies de invertebrados que habitan el intermareal del puerto (Laitano y col., 2016a). Sobre dichos resultados se concluye que los cirripedios fueron los invertebrados que mejor reflejaron la contaminación dentro del puerto Mar del Plata. Conjuntamente, Landro y col., (2020) analizaron la glándula digestiva y la morfología de la valva de la lapa *Siphonaria lessonii* como indicadores de contaminación en el puerto Mar del Plata. Dichos análisis mostraron

alteraciones histológicas en la glándula digestiva de individuos habitantes del intermareal del puerto, en comparación con individuos que habitan en zonas costeras alejadas del mismo (zona sur de Mar del Plata y Villa Gesell). A su vez, los individuos del puerto mostraron valvas más delgadas y livianas que las valvas de los individuos no habitantes del mismo. En coincidencia, Nuñez y col., (2012) observaron lapas más pequeñas y con valvas más delgadas en el puerto Mar del Plata con respecto a individuos de la misma especie recolectados en el puerto Quequén y en un área no portuaria de Mar del Plata. A su vez, dichos autores observaron malformaciones globulares en la superficie interna de la valva (compuesta principalmente de carbonatos) de los individuos del puerto Mar del Plata.

Otros parámetros como alta turbidez del agua, bajo pH y altos niveles de materia orgánica proveniente de efluentes industriales y cloacales denotan la contaminación de las aguas portuarias. Asimismo, los sedimentos limo-arcillosos del sector más interno del puerto, con mayores niveles de materia orgánica y fitopigmentos, están dominados por nematodos oportunistas y el poliqueto *Capitella* sp., normalmente asociados a nivel mundial a hábitats contaminados (Rivero y col., 2005; Albano y col., 2013). Cabe destacar que a pesar de las evidencias de contaminación local en los sedimentos, tanto el sector más próximo a la boca de las escolleras como los muelles deportivos están cubiertos por una alta abundancia y riqueza de especies marinas incrustantes (Albano y Obenat, 2019).

- Puerto Quequén

El Puerto Quequén (38° 35' S, 58° 42' O), es una estación marítima considerada de aguas profundas, construida en 1911; se encuentra ubicada en la desembocadura del río Quequén Grande y posee profundidades naturales cercanas a los 15 m (Figura 26). El puerto está limitado en su desembocadura por dos escolleras: la del oeste (principal) y la del este; entre ambas existe un paso de 165 m (Perillo y col., 2005). Geográficamente, en su margen oeste está asentada la ciudad de Necochea, y al este la ciudad de Quequén. Es una zona fértil con reducida densidad demográfica y elevados rendimientos productivos, que hacen del puerto una excepcional puerta de salida a los excedentes agrícolas, con rápido

acceso a las rutas internacionales. Desde el punto de vista hidrológico, posee características típicas de un ambiente estuarial; recibe influencia recíproca que se establece entre el agua de mar y fluvial, lo que causa importantes variaciones diarias en su salinidad. La temperatura promedio mensual del agua superficial oscila entre 9,4°C en invierno y 21°C durante el verano (SHN, 2020). Es el tercer estuario más importante de la Provincia de Buenos Aires (luego del Río de la Plata y Bahía Blanca) y es el puerto principal para la exportación de granos del sudeste bonaerense, debido a que es el segundo sistema de aguas profundas más grande del país (Piccolo y Perillo, 1999).

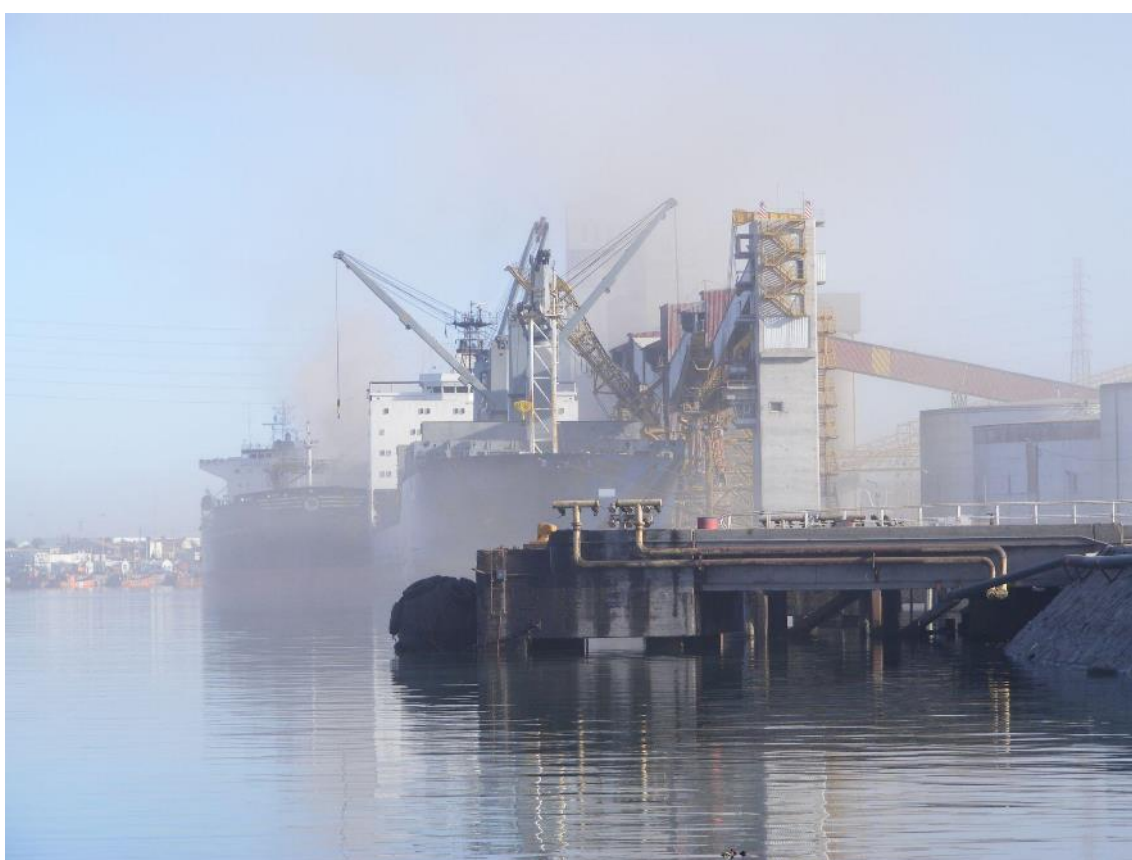


Figura 26: Puerto Quequén. Foto: J. Bastida

Un estudio sobre la geomorfología y características físicas del estuario del Río Quequén Grande evidencia la existencia de poca o nula circulación de las aguas profundas en la zona de la boca del puerto con sedimentos anóxicos, resultando ser un sitio posible de acumulación de partículas de sedimentos y/o contaminantes (Perillo y col., 2005). Se han realizado estudios en la zona

intermareal del estuario, donde se registraron plaguicidas organoclorados y PCBs en poliquetos nereidos que habitan en el sedimento blando del estuario del Puerto Quequén (Díaz Jaramillo y col., 2018). Por su parte, Colombo y col., (2003) registraron ambos tipos de contaminantes en los sedimentos internos del puerto. A su vez, en los sedimentos intermareales del estuario portuario se han encontrado microplásticos (Díaz Jaramillo y col., 2021). Para más detalle sobre dichos contaminantes consultar las secciones “Compuestos orgánicos persistentes” y “Residuos antropogénicos”.

Dolagaratz Carricavur y col., (2018) analizaron las respuestas toxicológicas de ejemplares del poliqueto estuarial *Laeonereis acuta* recolectados del puerto Quequén luego de exposiciones agudas a metales pesados. Para conocer más detalles sobre dichos resultados consultar la sección “Metales traza” del presente informe. Colombo y col., (2003) identificaron hidrocarburos alifáticos de origen biogénico (hidrocarburos derivados de restos de vegetales terrestres) en los sedimentos internos del puerto Quequén, lo cual indica la importancia de los aportes de detrito vegetal en este puerto estuarial.

3.2.3. Contaminantes en la zona costera bonaerense

- Sales, salinización, intrusión marina

La interacción entre aguas subterráneas y aguas marinas es un proceso complejo y no totalmente comprendido. La descarga de aguas subterráneas al mar, es un proceso importante que afecta la ecología de las áreas costeras, y particularmente en regiones donde existe ingreso escaso de agua dulce (Johannes, 1980).

Recientemente, el aumento del nivel del mar y el exceso de extracción de aguas subterráneas para el consumo humano ha conducido a procesos de **intrusión salina** en los acuíferos (Sherif y Singh, 1999; Werner y Simons, 2009). Como consecuencia de la intrusión de aguas marinas a las aguas dulces subterráneas, éstas pueden contaminarse por sales inorgánicas (principalmente cloruro de sodio -NaCl-). En casos extremos, la intrusión ha contaminado los

acuíferos a tal punto que éstos dejan de ser viables para el uso humano (Carretero y col., 2019).

- **Nutrientes inorgánicos**

Los denominados nutrientes inorgánicos son un conjunto de iones complejos, principalmente de N y P (nitratos, nitritos, amonio, fosfatos), aunque también de C y Silicio (Si) (carbonatos, silicatos). Son requeridos por los organismos llamados productores primarios (plantas, algas, algunas bacterias, y comunidades biológicas como fitoplancton y fitobentos), durante la fotosíntesis. Los nutrientes atraviesan una serie de transformaciones entre los componentes bióticos (los organismos) y los abióticos (agua, suelo, aire) de un ecosistema. Estas transformaciones reciben el nombre de ciclos biogeoquímicos. Comprenden transformaciones físicas como disolución, precipitación, volatilización y fijación; transformaciones bioquímicas como biosíntesis, biodegradación y biotransformaciones óxido-reductoras, y diversas combinaciones de cambios físicos y químicos. Los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes relacionan el conjunto de procesos que regulan su presencia, concentración y especiación química dentro de un ecosistema (Spetter y col., 2014).

Los nutrientes inorgánicos son captados por los productores primarios (como las micro y macroalgas) e incorporados en la trama trófica del ecosistema. Cuando el aporte de nutrientes es excesivo y persiste en el tiempo, se produce un aumento en la biomasa de los productores primarios y las consecuentes alteraciones en los ciclos del Carbono (C) y el Oxígeno (O). Si el sector costero receptor presenta aguas calmas semi-cerradas como bahías, con poca renovación del agua de mar, el exceso de biomasa algal se acumula en los fondos de aguas someras y su descomposición por parte de los microorganismos consume más oxígeno del que se produce en el ecosistema por fotosíntesis. De esta manera, las aguas se vuelven hipóxicas (con poco oxígeno), y en casos extremos anóxicas (sin oxígeno), generando la mortandad de diferentes tipos de animales marinos. Este complejo proceso, denominado **eutroficación o eutrofización** (Nixon, 1995) constituye una de las principales razones que explican el deterioro de los ecosistemas marino-

costeros (Cloern, 2001; Malone y Newton, 2020), los cuales albergan a un tercio de la población mundial (Small y Nicholls, 2003).

Los nutrientes que enriquecen el agua de un ecosistema acuático provienen, en general, del escurrimiento de las tierras adyacentes por drenaje continental.

La presencia de concentraciones variables de nutrientes tiene distintos efectos en las zonas costeras (Figura 27).



Figura 27: Representación esquemática de la cascada de efectos generados por el aumento de nutrientes en la zona costera. Trazos negros representan procesos usuales en el sistema; trazos rojos efectos perjudiciales. Fuente: Marcovecchio y col., 2017.

En los ecosistemas acuáticos, elevadas concentraciones de nutrientes inorgánicos de N y P pueden dar lugar al crecimiento excesivo de los productores primarios y afectar negativamente los procesos químicos y la dinámica de los ecosistemas acuáticos. Como ya se ha mencionado, el proceso de eutrofización o eutrofización, produce altas biomásas de organismos productores, que reducen la disponibilidad de oxígeno en la columna de agua, tanto por consumo como por degradación de la materia orgánica originada por ellos (Chapa Balcorta y Guerrero Arenas, 2010).

El proceso de eutroficación puede tener origen natural o antrópico. Un gran número de ecosistemas acuáticos continentales son naturalmente eutróficos (Quirós, 1998), y esta eutrofización natural puede verse aumentada por actividades humanas (agrícola-ganaderas, entre otras).

Las concentraciones de nutrientes inorgánicos en los cuerpos de agua condicionan las concentraciones de biomasa algal. La mayoría de los problemas de eutrofización de los cuerpos de agua están relacionados con descargas de fuentes puntuales no tratadas provenientes de áreas urbanas, y con las fuentes difusas de actividades ligadas a la agricultura y producción animal. Es necesario considerar que la aplicación de fertilizantes agrícolas y la producción de orina y materia fecal de origen ganadero, escurren por drenaje continental hacia los cuerpos de agua, y así aumentan las cargas naturales de compuestos de N y P y de materia orgánica, respectivamente. Esta última, por acción de organismos descomponedores (bacterias, hongos), es remineralizada y disponible en formato de los ya mencionados iones inorgánicos (nitratos, nitritos, fosfatos, silicatos).

Por su parte, el agua subterránea a menudo posee, entre otros constituyentes químicos, elevadas concentraciones de nutrientes y consecuentemente la descarga de estas aguas podría representar una parte importante del flujo global de nutrientes al mar (Paytan y col., 2006; Slomp y Van Cappellen, 2004; Windom y col., 2006). Este proceso es aún más pronunciado en áreas donde el tratamiento de aguas cloacales no existe, o en aquellas donde los fertilizantes son utilizados en las actividades agrícolas o domésticas. Zonas costeras como las pertenecientes al área de estudio contienen arenas altamente permeables y, por consiguiente, cualquier enriquecimiento de nutrientes en superficie conduciría al enriquecimiento en el acuífero. Así, cualquier movimiento de agua desde el continente hacia el mar aumentaría la carga de nutrientes en la zona costera, exacerbando los procesos asociados.

Carretero y col., (2019) estudiaron las características de **aguas subterráneas** y costeras marinas en la provincia de Buenos Aires, partido de la Costa (36°44'S; 56°41'O), y hallaron valores de nitratos en un rango de 0,4-144 mg/l. Los máximos valores estuvieron asociados al ambiente de planicie costera y a fenómenos de intrusión salina. Anteriormente, Carretero y Kruse (2015) habían

informado concentraciones de nitratos superiores a 50 mg/l (97 y 180 mg/l) en zonas semiurbanizadas, valores que fueron atribuidos a la contaminación antropogénica debido a la proximidad de tanques sépticos. En tanto, en las muestras de agua de mar se determinaron valores de nitratos entre 173 y 362 mg/l.

En la zona de **humedales costeros** Carol y col., (2012) realizaron una caracterización fisicoquímica de los sedimentos de la región sur del gran humedal costero de la bahía Samborombón, considerando distintos ambientes geológicos: planicie costera, camas de arena, planicies intermareales y cursos de agua. Los resultados revelaron que las concentraciones de N tuvieron su principal fuente en los altos valores de materia orgánica encontrados, si bien no se descartan otras fuentes de nutrientes. En otras palabras, la remineralización de la materia orgánica dio lugar a altas concentraciones de nutrientes.

Un estudio llevado a cabo en cinco **arroyos** del partido de General Pueyrredón (A°s. Corrientes, Lobería, Seco, Chapadmalal y Las Brusquitas) a lo largo de un ciclo anual, demostró la presencia de los nutrientes nitratos, nitritos, fosfatos y silicatos durante todo el periodo estudiado (De Marco y col., 2019, 2020) (Figura 28).

Los nitratos dominaron a lo largo del año, con valores que oscilaron entre 3,5 y 51 μM , y fueron significativamente mayores en otoño, invierno y verano que en primavera. Esta variación es esperable en ecosistemas acuáticos en los que la producción/productividad primaria es mayor en primavera, con la simultánea captación y consumo de nutrientes. Así, la concentración de nutrientes disminuye en primavera, la que se reconstituye en verano y otoño, y alcanza valores máximos en invierno. Los nitritos, por su parte, mostraron una distribución similar a la de los nitratos, con concentraciones entre 0,03 y 0,82 μM . Las concentraciones de amonio variaron entre 0,02 y 2,5 μM . Los valores de fosfatos oscilaron entre 0,06 y 1,18 μM . Una excepción fue el valor de fosfatos en el arroyo Lobería (9,07 μM) detectado en invierno, Las concentraciones de silicatos detectadas fueron entre 7 y 140 μM .

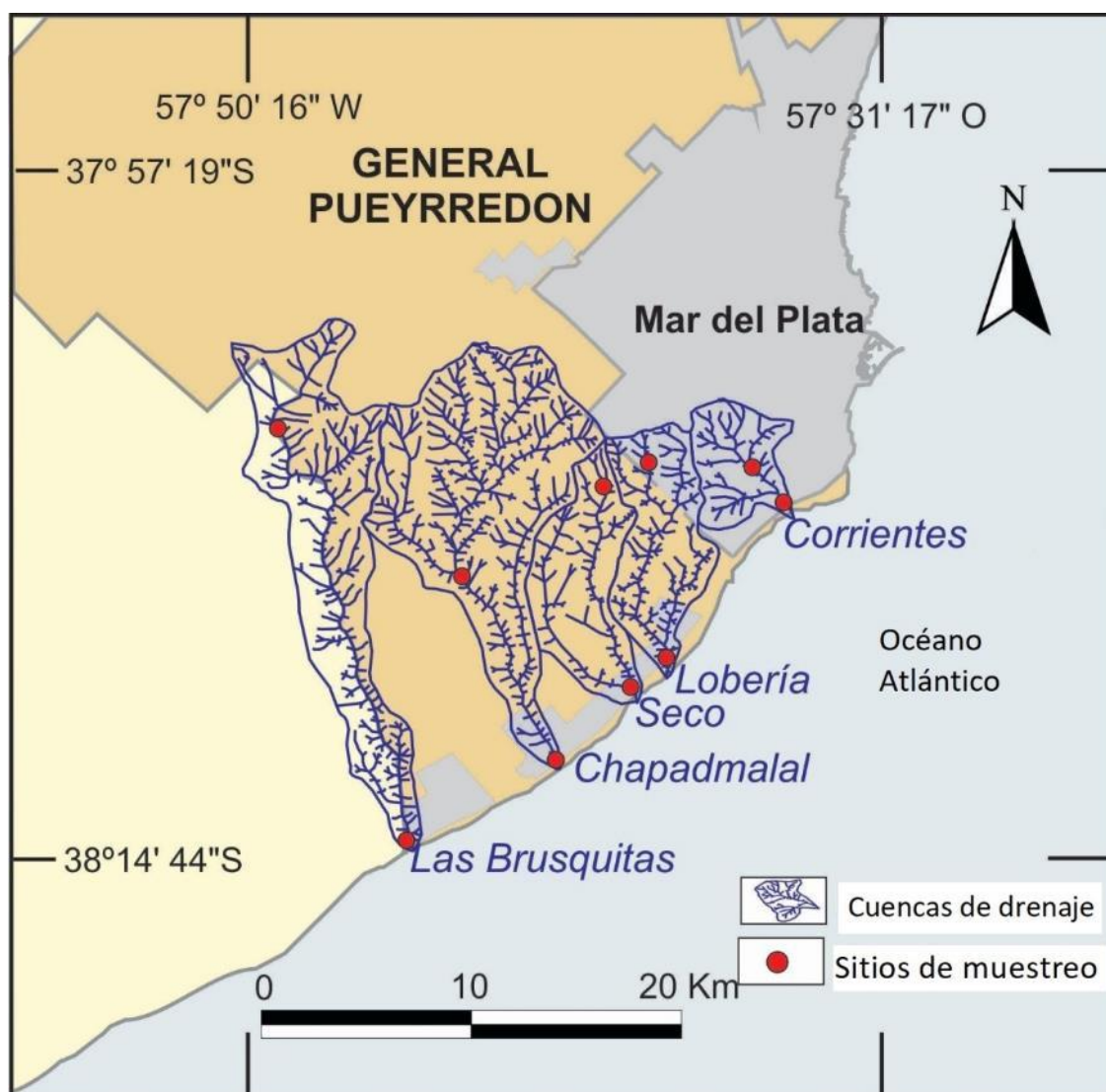


Figura 28: Cuencas de drenaje de los arroyos Corrientes (COR), Lobería (LOB), Seco (SEC), Chapadmalal (CHA) y Las Brusquitas (BRU), partido de General Pueyrredón y sus correspondientes sitios de muestreo. Fuente: modificado de De Marco y col., (2020)

Las concentraciones de nutrientes de N, P y Si hallados en el arroyo Lobería fueron significativamente mayores que en los restantes arroyos, especialmente durante el invierno. En el caso particular de los nitratos, éstos fueron significativamente mayores durante tres de las cuatro estaciones del año (verano, otoño e invierno) (De Marco y col., 2020) (Figura 29).

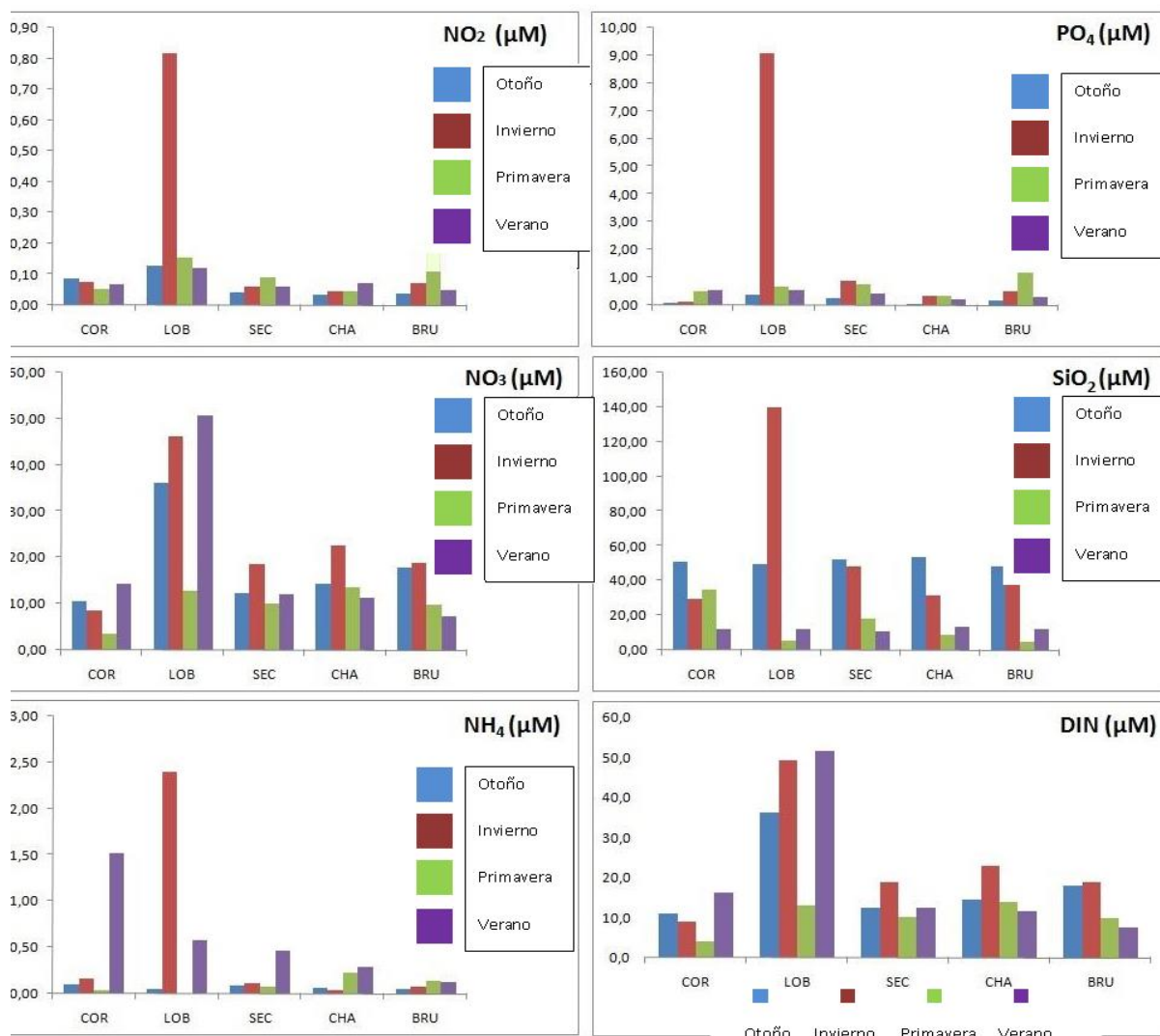


Figura 29: Concentraciones de nutrientes de N, P y Si en los arroyos Corrientes (COR), Lobería (LOB), Seco (SEC), Chapadmalal (CHA) y Las Brusquitas (BRU), partido de General Pueyrredón. Fuente: adaptado de De Marco y col., 2020

Esta situación podría estar asociada a que este arroyo tiene sus nacientes en el predio de disposición final de residuos del partido de General Pueyrredón. La descarga total de Nitrógeno Inorgánico Disuelto (DIN por sus siglas en inglés) de los arroyos estudiados fue estimada en $N \sim 1,23$ Ton DIN y^{-1} .

Por su parte, en la laguna costera **Mar Chiquita**, De Marco y col., (2005) estudiaron la dinámica del fitoplancton y su relación con las fuentes potenciales de nutrientes. Las máximas concentraciones de nutrientes nitrogenados fueron detectadas en primavera (septiembre-octubre) en la región más interna de la laguna ($21\text{-}52,4 \mu\text{M N-NO}_3$, respectivamente), en tanto que en el verano las

concentraciones disminuyeron dramáticamente, al tiempo que las concentraciones de clorofila (indicador de la biomasa del fitoplancton) aumentaron. Las concentraciones de fosfatos, por su parte, oscilaron entre 0,5 y 3,2 μM , fueron máximas durante la primavera y asociadas en particular a una fuerte tormenta, manteniéndose constantes prácticamente a lo largo de todo el ciclo estudiado. Los silicatos, en cambio, mostraron una gran variación (60-440 $\mu\text{M SiO}_2$) y sus concentraciones máximas estuvieron asociadas al ingreso de agua dulce que proviene de la cuenca tributaria que drena suelos de gran parte de la provincia de Buenos Aires. Así, la zona interna resultó ser la principal fuente de ingreso de nutrientes de N, P y Si a esta laguna costera. El aumento significativo de nutrientes en la región interna de la laguna promovió el crecimiento del fitoplancton. En efecto, la región interna de la laguna recibe la mayor parte del ingreso de agua por drenaje continental, a través de la afluencia de aguas provenientes de arroyos y canales. Esta zona mostró las mayores biomásas fitoplanctónicas.

En la laguna costera Mar Chiquita habitan varias especies de cangrejo, entre los que se destaca *Neohelice granulata* (Dana, 1852) (Crustacea, Bachyura, Varunidae) considerado “ingeniero ecosistémico” (Spivak, 2010). Este cangrejo construye cuevas de ~1 m de profundidad (Sal Moyano y col., 2012) en la zona intermareal, tanto en planicies de marea limosas desnudas como en marismas vegetadas por las plantas halófitas *Spartina* sp., *Sarcocornia* y *Juncus*. Fanjul y col., (2008) estudiaron las características químicas de las aguas de cuevas ocupadas por cangrejos, de las cuevas desocupadas y del agua intersticial. La oxigenación del agua y las concentraciones de nitratos, nitritos y fosfatos de las cuevas ocupadas fueron mayores que en las cuevas desocupadas y en el agua intersticial. La permanencia de los cangrejos en las cuevas, donde guardan alimento (plantas) y defecan, genera un área de acumulación de excrementos y de nutrientes en diferentes estados de descomposición, que conlleva a la exportación de nutrientes desde las marismas hacia aguas abiertas marinas.

Marcovecchio y col., (2019) analizaron una serie temporal de 20 (veinte) años de parámetros hidrológicos medidos en aguas de la cuenca de la laguna costera Mar Chiquita y de los arroyos y canales afluentes a la misma, que incluyeron salinidad y nutrientes de N (nitratos, nitritos, amonio= DIN) y P (fosfatos) en tres escenarios diferentes: un periodo extremadamente seco (año 2009; 528 mm.año-

1), dos periodos dentro del rango normal de precipitación (1981-2007 y 2010-2015, 919 y 980 mm.año⁻¹, respectivamente), y finalmente uno extremadamente húmedo (1984, 1198 mm.año⁻¹). Durante los periodos de valores históricos de precipitación (1981-2007) en el área marina se detectaron valores medios de concentración de DIN $2,3 \pm 1,1 \mu\text{M}$ (rango 0,2-3,65 μM), en tanto que en el área estuarial de la laguna los respectivos valores medios de concentración fueron de $11,6 \pm 3,7 \mu\text{M}$ (rango 1,2-18,15 μM). Por su parte, en el área interna de la laguna (así como en los arroyos y canales afluentes) los valores medios de concentración de DIN fueron de $39,9 \pm 7,5 \mu\text{M}$ (rango 14,6-53,1 μM).

Por otro lado, durante el 2009 (periodo muy seco), se identificaron elevadas concentraciones de DIN en las aguas internas, intermedias en el área estuarial y bajas en la zona marina, con concentraciones de 92-185 μM , 19-62 μM , y 2,1-11,2 μM , respectivamente. Posteriormente, entre 2010-2015 (periodo de rango normal de precipitaciones), se observó una tendencia diferente: Las regiones interna y estuarial presentaron una distribución de DIN similar, con valores que oscilaron entre 19 y 59 μM , y el área costera marina mostró concentraciones de DIN entre 0,15-4,5 μM . Por otra parte, la concentración de fosfatos (PO_4^{3-}) varió entre 0,15 y 2,65 μM , niveles que se presentaron en los tres periodos analizados (Figura 30).

Los niveles de DIN fueron máximos en el área interna de la laguna costera, lo que refuerza la idea de su origen continental, y su lavado por procesos de drenaje (Brodie y col., 2012; Bowman y col., 2013). Las concentraciones de DIN en esta región registradas durante los periodos 1994-2007 y 2010-2015 fueron similares y coincidentes con previos trabajos para esta laguna costera (Freije y col., 1996; De Marco y col., 2005; Marcovecchio y col., 2006). Esta área con elevadas concentraciones de DIN podría ser considerada como ROFI (por las siglas en inglés de región de influencia de agua dulce – *region of freshwater influence*-), de acuerdo con la propuesta de Statham (2012).

La distribución de los nutrientes de N durante 2009 mostró la misma tendencia, pero con un aumento significativo, cuando los niveles de DIN fueron aproximadamente tres veces superiores a los previamente mencionados. En este caso, deben considerarse múltiples factores: el origen de estos nutrientes en la cuenca de drenaje y el “apilamiento” de agua dulce producido por la presión de las

aguas marinas y estuariales sobre las dulces, lo que mantiene retenida la descarga de agua dulce, y consecuentemente, diluye el DIN. Este fenómeno se denomina tapón hidráulico (Marcovecchio y col., 2019).

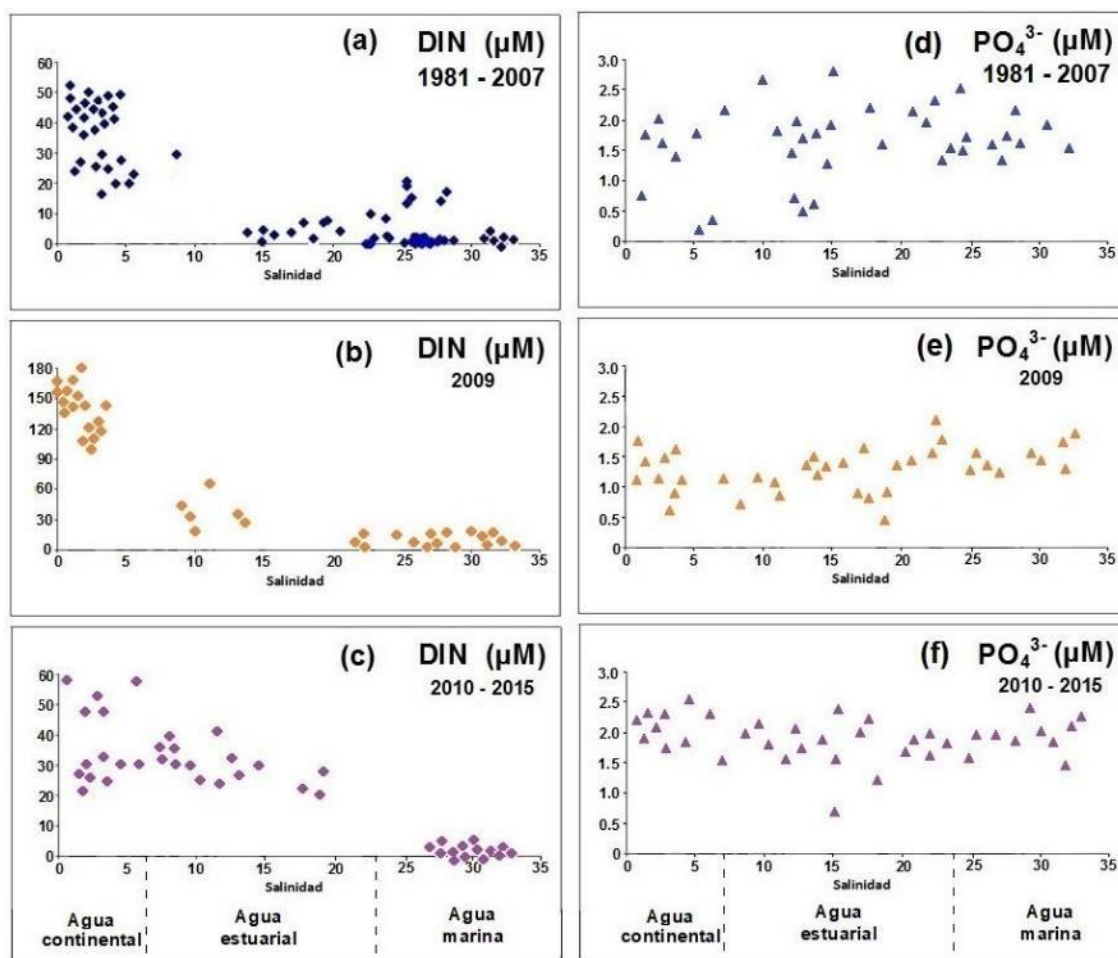


Figura 30: Distribución de DIN (amonio, nitritos, nitratos), y fosfatos en relación con la salinidad de las aguas de la laguna costera Mar Chiquita durante tres períodos con condiciones de precipitación diferentes: 1981-2007 (precipitación promedio histórico 919 mm/año), 2009 (periodo inusualmente seco, 528 mm/año), 2010-2015 (periodo levemente superior al histórico). Fuente: Modificado de Marcovecchio y col., (2019)

En este estudio se identificó la precipitación pluvial como el principal forzante de los procesos biogeoquímicos en este sistema estuarial. De todas maneras, los nutrientes inorgánicos de N podrían tener diferentes orígenes y todos ellos ocurrir simultáneamente en la laguna costera. Es importante considerar los nutrientes lavados a partir del suelo por procesos de escorrentía (Kirkby, 2010), provistos por las lluvias (Adame y col., 2010), liberados por procesos de remineralización de la materia orgánica (Weston y col., 2011), transportados por cursos de agua como

ríos y arroyos (Seitzinger y col., 2010) y los introducidos por descargas antrópicas (Carvalho Aguiar y col., 2011). Por otra parte, la región de la cuenca de la laguna costera Mar Chiquita ha sido señalada como un ambiente con muy altas cargas de N, que nunca ha alcanzado valores de depleción de este elemento (De Marco y col., 2005; Marcovecchio y col., 2006). Algunos autores han sugerido que los arroyos estudiados podrían ser sistemas crónicamente enriquecidos por nutrientes (Feijoó y Lombardo, 2007; Feijoó y col., 2011; Amuchástegui y col., 2016). Marcovecchio y col., (2019) determinaron una fuerte correlación entre las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos (principalmente los nitrogenados) y el uso del suelo. Además, es bien conocido que los suelos del sudeste de la provincia de Buenos Aires son ricos en nutrientes (particularmente de N) (Grondona y col., 2013; Giletto y Echeverría, 2013). Más aún, a través de la aplicación de fertilizantes a los suelos se incorporan grandes cantidades de nutrientes, considerando que ésta es un área dedicada a la agricultura y la ganadería (Barral y Maceira, 2012).

Los valores de fosfatos mostraron patrones de distribución diferentes: las concentraciones no variaron significativamente entre los tres periodos estudiados, ni en las tres zonas distinguibles (De Marco y col., 2005; Marcovecchio y col., 2006). Debe destacarse que la mayor parte del P puede quedar retenido y atrapado en los suelos (Fan y Guo, 2010; Sharpley y col., 2013).

Los resultados obtenidos mostraron claramente que el clima es uno de los forzantes de los procesos biogeoquímicos que regulan la disponibilidad de nutrientes, especialmente de N. Además, se demostró que existen procesos de transferencia de materiales entre continente y océano.

En el ambiente **marino costero pelágico**, Silva y col., (2009) estudiaron el ultrafitoplancton ($< 5 \mu\text{m}$, incluyendo el picoplancton), que es la comunidad compuesta por cianobacterias (procariotas) y una diversidad de grupos eucariotas en una Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA), cercana a Mar del Plata, ubicada sobre la isobata de 50 m de profundidad (Figura 31).

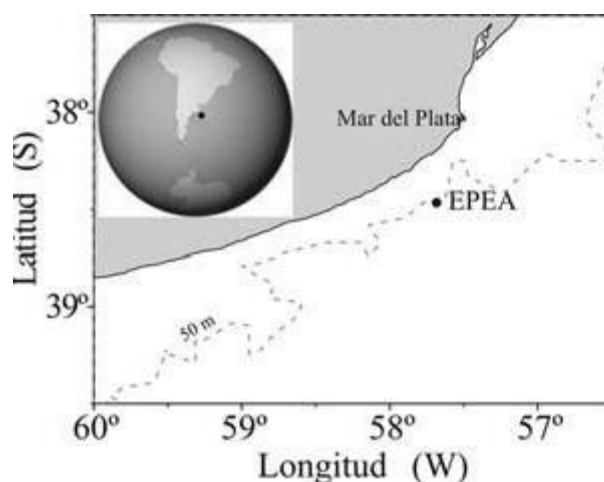


Figura 31: Ubicación de la Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA). Fuente: Adaptado de Silva y col., 2009

La sucesión ecológica de esta comunidad planctónica parece estar relacionada con los mismos procesos ambientales que afectan a organismos unicelulares de mayor tamaño, entre ellos la disponibilidad de nutrientes (Fogg, 1995). Sin embargo, los valores de concentraciones de nitratos en el área estudiada fueron bajos durante el periodo muestreado (verano) y coinciden con el ciclo estacional de estas aguas (Carreto y col., 1995). De acuerdo con Silva y col., (2009), esta región de la costa marina puede ser considerada, al menos durante el verano, como oligotrófica.

En otro estudio llevado a cabo en 2014 en la **plataforma continental** desde el sector costero (30 m de profundidad) hasta el talud (1000 m de profundidad) a la latitud de Mar del Plata, mostró que hubo una alta disponibilidad de nitratos en el agua (Negri y col., 2016). Los valores máximos de nitratos ($> 10 \mu\text{M}$) estuvieron relacionados con el agua de plataforma media y externa (a más de 80 m de profundidad) de origen subantártico. La presencia de esta masa de agua fertiliza la plataforma transportando los nutrientes desde el talud hacia la costa. Los valores mínimos ($< 2 \mu\text{M}$) fueron asociados sólo a las estaciones más costeras (profundidades menores de 80 m), a diferencia de lo señalado por otros autores para el verano en esa latitud (Carreto y col., 1995). Las masas de agua de esta región están ligadas al desarrollo de especies de pesquerías costeras como la

corvina (*Micropogonias furnieri*), pescadilla (*Cynoscion guatupuca*), anchoíta (*Engraulis anchoíta*) y merluza común (*Merluccius hubbsi*), y constituyen una importante zona de desove y cría de varias especies de peces (Weisse, 1993; Ciechomski y col., 1981; Pájaro y col., 2008) para la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU).

Como corolario, es posible indicar que la concentración de nutrientes en la columna de agua en la zona costera es principalmente aportada a través de la actividad biológica y del intercambio sedimento-agua (Rabalais, 2002). Además, cambios en el sistema climático, como modificaciones en el régimen de precipitaciones, temperatura y frecuencia e intensidad de tormentas pueden conllevar a cambios en el aporte de nutrientes a la zona costera (Mackenzie y col., 2000), y consecuentemente generar efectos perjudiciales como la eutrofización, con repercusiones en las tramas tróficas, la calidad del agua y la química acuática (Rabalais, 2004). El exceso de carga de nutrientes en el sistema costero dispara una cascada de reacciones biológicas, químicas y físicas que puede conducir al sistema costero a una crisis ecosistémica.

- Metales traza

Uno de los grupos más importantes de la tabla periódica de los elementos químicos es el de los metales (Figura 32), es decir, aquellos situados en el centro y la parte izquierda de la misma. Son metales los elementos de los grupos 1 al 12 (exceptuando el hidrógeno) y algunos de los elementos de los grupos 13, 14, 15 y 16.

1																	18																																
1	H																	2	He																														
3	Li	4	Be											13	B	14	C	15	N	16	O	17	F	10	Ne																								
11	Na	12	Mg											19	K	20	Ca	21	Sc	22	Ti	23	V	24	Cr	25	Mn	26	Fe	27	Co	28	Ni	29	Cu	30	Zn	31	Ga	32	Ge	33	As	34	Se	35	Br	36	Kr
37	Rb	38	Sr	39	Y	40	Zr	41	Nb	42	Mo	43	Tc	44	Ru	45	Rh	46	Pd	47	Ag	48	Cd	49	In	50	Sn	51	Sb	52	Te	53	I	54	Xe														
55	Cs	56	Ba	57-71	La	72	Hf	73	Ta	74	W	75	Re	76	Os	77	Ir	78	Pt	79	Au	80	Hg	81	Tl	82	Pb	83	Bi	84	Po	85	At	86	Rn														
87	Fr	88	Ra	89-103	Rf	104	Db	105	Sg	106	Bh	107	Hs	108	Mt	109	Ds	110	Rg	111	Cn	112	Uut	113	Fl	114	Uup	115	Lv	116	Uus	117	Uuo																
57	La	58	Ce	59	Pr	60	Nd	61	Pm	62	Sm	63	Eu	64	Gd	65	Tb	66	Dy	67	Ho	68	Er	69	Tm	70	Yb	71	Lu																				
89	Ac	90	Th	91	Pa	92	U	93	Np	94	Pu	95	Am	96	Cm	97	Bk	98	Cf	99	Es	100	Fm	101	Md	102	No	103	Lr																				

Figura 32: Tabla periódica de los elementos químicos. Recuadros de color naranja los denominados “metales pesados” (aunque algunos son metaloides y el Selenio es un no metal). Fuente: modificado de freepng.es

Los metales son elementos químicos que se definen en base a sus propiedades físicas en el estado sólido como son: alta reflectividad, alta conductividad eléctrica, alta conductividad térmica, propiedades mecánicas como fuerza y ductilidad. Otra definición, desde el punto de vista de la toxicidad, se basa en sus propiedades cuando están en solución: “los metales son elementos que bajo condiciones biológicas puede reaccionar perdiendo uno o más electrones para formar un catión” (Cornelis y Nordberg, 2007).

Los llamados “elementos traza” (Navrátil y Minaøík, 2002) son aquellos cuyo contenido en la corteza terrestre es aproximadamente 0,0001% o menos (Bashkin, 2002). Sin embargo, a pesar de su baja abundancia, varios de estos elementos poseen implicancias sustanciales a nivel químico y biológico en los organismos de cualquier ecosistema. Por ejemplo, algunos son esenciales, es decir, son requeridos por la mayoría de los seres vivos, y su ausencia puede implicar disfunciones metabólicas (Bashkin, 2002; Soto-Jiménez, 2011). Estos elementos también tienen un papel importante en el metabolismo de los seres vivos, en los ecosistemas, así como en la agricultura, la medicina y la toxicología, entre otros

(Navrátil y Minaøík, 2002). Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Mercurio (Hg), Níquel (Ni), Plomo (Pb), Estaño (Sn) y Zinc (Zn) son los más importantes.

Algunos metales son indispensables en bajas concentraciones, ya que forman parte de sistemas enzimáticos, como el Co, Zn, Molibdeno (Mo), o como el Hierro (Fe) que forma parte de la hemoglobina. Su ausencia causa enfermedades, su exceso intoxicaciones. Varios metales en cantidades importantes en el ambiente, pueden provocar numerosos efectos sobre la salud y los ecosistemas.

Es común referirse a los metales traza como metales pesados, aunque no sea lo correcto. La definición rigurosa de metal pesado todavía no es establecida por los científicos y es tema de discusión y polémica. Los llamados “metales pesados” son aquellos cuya densidad es por lo menos cinco veces mayor que la del agua (metales y metaloides, que poseen densidad mayor a 4 - 5 g/cm³, número atómico mayor a 20, peso atómico alto) incluyen particularmente a los metales de transición que son tóxicos y no pueden ser procesados por los organismos vivos.

Dichos elementos, así como sus compuestos asociados, se relacionan con procesos de contaminación y tienen propiedades potencialmente tóxicas a nivel celular, a nivel organismo o a nivel ecosistémico (Duffus, 2002). Para evaluar la toxicidad potencial de los elementos metálicos en general y sus compuestos resulta necesario conocer su biodisponibilidad, la cual depende de su estructura atómica, de las propiedades fisicoquímicas de tales elementos, de sus iones y sus compuestos, así como de las características de los seres vivos en contacto con éstos (Duffus, 2002; Appenroth, 2010). Los metales pesados quedan incluidos entre los elementos traza, dada sus concentraciones muy bajas en las aguas naturales. Desde el punto de vista biológico son conocidos como “oligoelementos”.

Los metales son componentes naturales de todos los ecosistemas (Prego y Cobelo-García, 2003) y normalmente se encuentran en bajas concentraciones y no suelen causar efectos perjudiciales sobre la salud humana (Zhou y col., 2008) ni sobre la biota en general. Si sus concentraciones son menores a las requeridas o disponibles para los organismos, pueden tener consecuencias negativas sobre su estructura y fisiología (Botté y col., 2013).

Los metales son clasificados de acuerdo a diferentes criterios. Al respecto, Kennish (1998) y Soto-Jiménez (2011), coincidieron en clasificarlos en dos categorías: Por un lado, los metales de transición (ej. Cu, Co, Fe, manganeso –Mn, Zn) incluyen aquellos elementos traza esenciales cuya presencia es vital para los organismos, ya que participan en distintos procesos metabólicos (por ejemplo, participan de la síntesis de numerosas moléculas orgánicas de variadas funciones) (Appenroth, 2010). Son requeridos en bajas concentraciones. Sin embargo, pueden resultar tóxicos a altas concentraciones.

Por otra parte, los metaloides (ej. Plata –Ag-, As, Cd, Pb, Cr, Hg, Selenio –Se-, Sn) incluyen los elementos traza no esenciales o no requeridos por los seres vivos o, al menos hasta la actualidad, de los cuales no se conoce ninguna función biológica. Estos elementos son tóxicos incluso a bajas concentraciones. Entre sus efectos negativos se pueden nombrar procesos de sustitución de otros elementos, procesos de inhibición de la respiración y de la síntesis de variados compuestos, interferencia con ciertas moléculas, entre otros (Soto-Jiménez, 2011; Botté y col., 2013).

Respecto del ingreso de los metales al ambiente costero, la principal fuente natural de metales son las rocas y los suelos (Botté y col., 2013). En tanto, el principal medio de transporte de metales desde el continente hacia la costa marina lo constituyen los cuerpos de agua dulce como ríos y arroyos, en forma disuelta o como sólidos (suspendidos o asociados al sedimento).

Otras fuentes de ingreso de metales hacia el ambiente costero están relacionadas con procesos antropogénicos como urbanizaciones, actividades agrícola-ganaderas, mineras de todo tipo, industriales y portuarias, disposición de residuos, entre otras. Los mismos llegan a las costas por transporte atmosférico, o descargas de ríos, arroyos, o por drenaje continental (escorrentía directa o indirecta de suelo a mar) o vertidos directos (Franca y col., 2005; Zhou y col., 2008; Du Laing y col., 2009; Viers y col., 2009; Bai y col., 2011, Botté y col., 2013).

Las características ecotoxicológicas de los metales, incluyendo su biodisponibilidad, cambian notablemente según las características de los ecosistemas acuáticos que los reciben, especialmente de las reacciones químicas de solución, complejación, oxidación y reducción, y por los procesos de

precipitación y removilización que se den (Botté y col., 2010). La especiación de los metales condiciona las interacciones con el MPS y con los sedimentos, y determina su biodisponibilidad y/o toxicidad para los organismos acuáticos.

Los metales, como cualquier otro elemento químico, circulan a través de los diferentes compartimentos que componen el planeta Tierra: litósfera (corteza terrestre), hidrósfera (la totalidad de las aguas del planeta), atmósfera (las capas de aire de los primeros 800 km que rodean el planeta) y biósfera (el componente vivo del planeta, es decir, los organismos biológicos), debido a distintas interacciones entre la materia y la energía a nivel global. Dicha circulación está asociada al ciclo del agua (Figura 33; Botté y col., 2013).

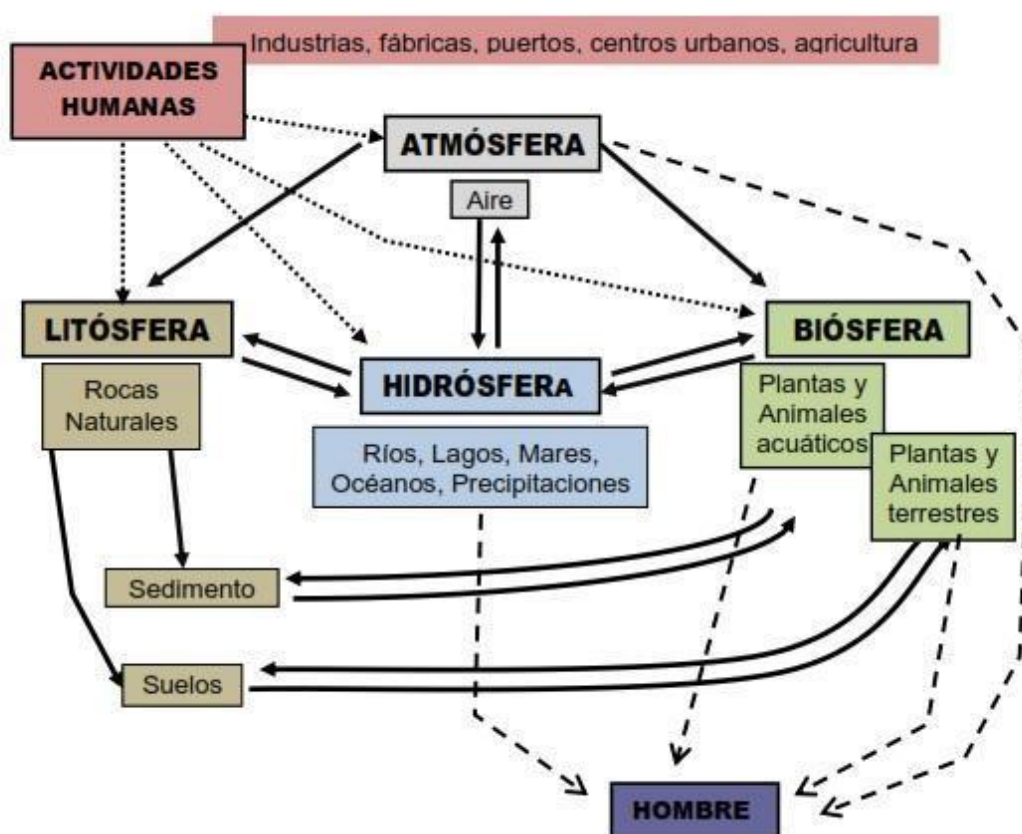


Figura 33: Esquema del ciclo de un metal. Fuente: Botté y col., 2013

Algunos metales pueden transformarse en compuestos metálicos persistentes con una elevada toxicidad, pueden ser bioacumulados en los organismos (Fisher y Hook, 2002), biomagnificados a lo largo de las tramas tróficas,

y así convertirse en potenciales amenazas para la salud humana (Franca y col., 2005; Zhou y col., 2008).

Al respecto, los procesos denominados bioconcentración / bioacumulación y biomagnificación son muy importantes -desde el punto de vista ambiental- y han sido descriptos para varios tipos de sustancias potencialmente tóxicas, particularmente los metales. Se define bioconcentración como la presencia de mayores concentraciones de un metal dado en un organismo respecto del medio en el que vive (Mackay y col., 2018), mientras que la bioacumulación es el aumento de la concentración de un compuesto a lo largo de la vida del organismo (Voigt y col., 2015). Por otro lado, se define biomagnificación como el aumento de la concentración de un compuesto a través de la trama trófica de un determinado ecosistema (es decir la presencia de mayor concentración de un determinado metal en el predador respecto de la presa) (Szyrkowska y col., 2018).

Los metales, en su recorrido desde los continentes hacia los sistemas marinos costeros y en última instancia hacia los océanos, están sometidos a cambios de condiciones ambientales de diversa escala temporal y espacial (variaciones en el pH, potencial redox (Eh), aumento de la salinidad, adsorción/desorción) (Botsou y col., 2019), que pueden afectar su distribución entre las fases disueltas y particulada (Mosley y Liss, 2020), con el agua intersticial (de Souza Machado y col., 2016), con los sedimentos (Liu y col., 2019), así como con la biota asociada (Wang y col., 2015).

Cuando los metales ingresan a los sistemas acuáticos muestran una alta tendencia a unirse al MPS, y luego por el proceso de sedimentación tienden a acumularse en los sedimentos del fondo. Aunque algunos compuestos metálicos pueden presentarse fuertemente adsorbidos sobre el MPS (Yao y col., 2016) y sedimentos (Wojtkowska y col., 2016), bajo condiciones adecuadas de pH y potencial redox, pueden ser liberados al agua nuevamente, lo que conduce a un aumento de la concentración y disponibilidad del metal en el medio acuático (Pulido-Reyes y col., 2017; Heiderscheidt y col., 2020).

En lo que respecta al área de estudio, desde 1980 se comenzó a generar información sobre la presencia y distribución de metales en la zona costera bonaerense sobre distintas matrices ambientales (por ej., agua, sedimentos, MPS,

organismos). Los primeros estudios se abocaron a la evaluación de Mercurio total (HgT) y Pb en diferentes especies que habitan la laguna costera de Mar Chiquita que mostraron biomagnificación de HgT en la trama trófica (Marcovecchio y col., 1986).

Vilches y col. (2019) realizaron un estudio de varios metales (Cd, Cu, Cr, Fe, Ni, Zn) en organismos de la trama trófica costera bonaerense, más precisamente en la zona de Necochea/Quequén. El trabajo presenta datos obtenidos al analizar tejidos de calamarete (*Loligo sanpaulensis*), corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) y delfín del Plata o Franciscana (*Pontoporia blainvillei*). Entre las conclusiones de este estudio se destacan: (i) La importancia significativa del alimento como fuente de metales; (ii) se verificó el proceso de bioacumulación de algunos metales (por ej., Cr y Ni en *L. sanpaulensis*); (iii) Los valores de metales determinados no superaron los estándares internacionalmente recomendados como de aptitud para el consumo humano.

Gerpe y col., (2002) estudiaron la acumulación de metales (mercurio total - HgT, Cd, Cu y Zn) en tejidos del Delfín del Plata o Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) de la zona costera bonaerense. De sus resultados se desprende el siguiente patrón de acumulación: Cu: hígado > riñón > músculo. Cd: riñón > hígado > músculo. HgT y Zn: hígado > músculo > riñón.

Del mismo modo, se pueden mencionar los estudios de Panebianco y col., (2011, 2012, 2013) quienes analizaron los niveles de metales en riñón, hígado y en piel y músculo de ejemplares de delfín del Plata o Franciscana *P. blainvillei* muestreados en varias zonas del litoral bonaerense (Necochea, Claromecó, Monte Hermoso) (Tabla 3).

Tabla 3. Valores de Cd, Cu, Zn, Pb, Cr y Ni hallados en algunos órganos de ejemplares de Delfín del Plata o Franciscana (*P. blainvillei*), en áreas de la provincia de Buenos Aires. Valores medidos en peso húmedo (p.h.); Valores medidos en peso seco (p.s.). Fuente: Modificado de Panebianco y col., (2011, 2012, 2013)

Metal	Órgano/s			
	Riñón	Hígado	Piel	Músculo
Cd	5,72 ± 7,56	1,88 ± 2,62	-----	----
Cu	4,52 ± 3,62	5,44 ± 1,95	-----	-----
Zn	22,5 ± 4,78	32,8 ± 7,21	97,9 ± 43,3	12,1 ± 3,8
Pb	-----	0,29 ± 0,41	-----	-----
Cr	-----	0,03 ± 0,41	-----	-----
Ni	-----	0,37 ± 0,09	0,5 ± 0,8	0,6 ± 0,8

Los estudios de Romero (2016) y Romero y col., (2016) mostraron la utilidad de los metales como trazadores químicos para discriminar poblaciones biológicas de la Franciscana *P. blainvillei* a lo largo de la costa de Argentina, focalizada en el litoral bonaerense. Para este estudio se midieron metales (Fe, Cr, Mn, Co, Ni, Mo, Ag, Sn, Pb) en hígado, riñón y cerebro de ejemplares de la especie de diferentes edades (por ej., fetos, crías, juveniles y adultos). También se deben destacar los trabajos de Polizzi y col., (2013, 2014) en los que se evaluó la acumulación de Cd en poblaciones de *P. blainvillei* del litoral bonaerense, así como la síntesis de metalotioneínas asociada a la exposición a ese metal, y a Cu y Zn.

En Argentina no existe hasta ahora normativa relacionada con las dosis máximas permitidas de metales (medidas en concentración de metal/ unidad de peso de quien ingiere) en distintos tejidos y órganos de peces, moluscos y sus conservas para el consumo humano, con la excepción del HgT (Código Alimentario Argentino -CAA- Ley Nacional 18.284/2012, ver sección Aspectos Legales).

Existen estudios científicos que indican un efecto antagonista entre compuestos de Selenio (Se) y de Hg sobre la toxicidad del Hg en algunos animales y organismos presentes en ambientes acuáticos. Por ejemplo, Yang y col., (2008)

resumieron los posibles mecanismos que explican la acción protectora de los compuestos de Se sobre la toxicidad de los iones mercurio (Hg^{2+}) y metilmercurio (CH_3Hg^+). Numerosos autores sugieren que el efecto protector de la selenita en la toxicidad del Hg^{2+} en mamíferos es debido principalmente a la formación *in vivo* de seleniuro de mercurio (HgSe), un complejo biológicamente estable e inerte (Yang y col., 2008).

Ferrer y col., (2000) publicaron concentraciones de Cd, Cu y Zn en muestras de **sedimentos** totales, fracción fina ($< 63 \mu\text{m}$) y MPS de la laguna costera Mar Chiquita (Tabla 4).

Marcovecchio y col., (2001) y De Marco y col., (2006) analizaron los procesos históricos de distribución de HgT en **estuarios** de la costa bonaerense (incluidos la laguna costera Mar Chiquita y la bahía Samborombón) a lo largo de 15 años y sus respectivas recuperaciones, luego de la eliminación de las fuentes de este compuesto. En estos trabajos se comprueba la existencia de procesos de bioacumulación y biomagnificación, y se destaca la importancia del contenido de materia orgánica como factor que interviene en la biodisponibilidad de los metales y la granulometría de los sedimentos estudiados.

Tabla 4: Rango de valores de concentraciones de metales (Cd, Cu y Zn) en sedimentos totales (ST), fracción fina ($< 63 \mu\text{m}$) y MPS de la laguna costera Mar Chiquita. Las concentraciones se expresan en μg de metal. g^{-1} en p.s. de la fracción analizada. Fuente: modificado de Ferrer y col., (2000).

Metal analizado	Fracción de sedimento analizada		
	ST	FF ($< 63 \mu\text{m}$)	MPS
Cd	n.d. – 0,16	1,01 – 3,55	6,47 – 27,49
Cu	3,52 – 19,49	21,9 – 501	121 – 355
Pb	11,8 – 39,15	49,9 – 236,2	22,2 – 77,7

Beltrame y col., (2009) estudiaron la distribución de Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn disueltos en el agua de la laguna costera Mar Chiquita, y en el MPS del mismo ambiente (Tabla 5).

Tabla 5: Distribución de metales (Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) disueltos en agua y en el MPS de la laguna costera Mar Chiquita. Valores expresados en $\mu\text{g metal.L}^{-1}$ (agua) y en $\mu\text{g metal.g}^{-1}$ (MPS). Fuente: Beltrame y col., 2009.

Metal	Matriz analizada	
	Agua de columna	MPS
Cd	n.d.-7,1	n.d.-58,64
Cu	n.d.-1000	n.d.-22921,4
Cr	n.d.-32,2	n.d.-59,4
Fe	n.d.-227	48,7-54684
Mn	-----	n.d.-2416
Ni	n.d.-80	n.d.-16328
Pb	n.d.-850	n.d.-346
Zn	n.d.-1002	n.d.-16922

Existe un amplio consenso en relación con la influencia de las actividades que se desarrollan en los continentes, y cuyos residuos son finalmente descargados en la zona costera a través de arroyos, canales, ríos y/o drenaje continental) (González Ortegón y col., 2019; Liu y col., 2012).

En este sentido, hay pocos antecedentes para el área de estudio. Entre ellos Beltrame y col., (2008) estudiaron la distribución de algunos metales (Cd, Cu, Cr, Pb, Zn, Fe, Ni y Mn), tanto disueltos como en el MPS de 6 (seis) arroyos y canales afluentes a la laguna costera Mar Chiquita: los arroyos *de* Las Gallinas, Grande, Vivoratá y Sotelo, y los canales N°5 y N°7. Las concentraciones de los metales determinados en estos sistemas se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6: Rango de valores de los metales Cd, Cu, Cr, Pb, Zn, Ni, y Mn hallados en las fases disueltas (D) y particuladas (MPS) en arroyos de las cuencas que desembocan en la laguna costera Mar Chiquita. Fuente: Beltrame, 2008. D (metal disuelto), en $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. MPS, en $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$; [Fe] se expresan en $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$. nd: no detectado.

METALES		A° de las Gallinas	Canal 5	A° Grande	Canal 7	A° Sotelo	A° Vivoratá
Cd	D	nd - 0,7	nd - 0,4	nd - 0,5	nd - 0,8	nd - 1,5	nd - 1,5
	MPS	nd	nd	nd - 14,0	nd - 63	nd - 47,0	nd
Cu	D	nd - 450	nd - 75	nd - 7,5	nd - 65	nd - 5,0	nd - 95
	MPS	nd - 558	nd - 754	nd	nd - 153	nd	nd - 22,0
Cr	D	nd - 26,0	nd - 15	nd - 25,0	nd - 36	nd - 19,0	nd - 17,0
	MPS	nd - 3,6	nd - 16	nd - 5,3	nd - 10	nd - 12,6	nd - 11,2
Pb	D	nd - 17,0	nd - 4,0	nd - 2,5	nd - 4,5	nd - 2,5	nd - 5,0
	MPS	nd - 52,0	nd	nd	nd - 182	nd - 218	nd
Zn	D	nd	nd - 235	nd - 17,0	nd - 210	nd - 20,0	nd - 250,0
	MPS	350 - 2870	450 - 880	270 - 995	230 - 630	305 - 910	330 - 3130
Fe	D	nd - 970	nd - 543	nd - 65	nd - 130	nd - 160	nd - 621
	MPS	0,15 - 5,0	0,5 - 37,6	0,5 - 38,2	0,3 - 222	0,37 - 14,3	0,7 - 38,6
Ni	D	nd - 16,0	nd - 25	nd - 15,0	nd - 23	nd - 12,0	nd - 42,0
	MPS	nd - 509	nd - 644	nd - 315	nd - 102	nd - 54	nd - 212
Mn	D	---	---	---	---	---	---
	MPS	1470-4490	1530-4580	480 - 995	600 - 2450	610 - 2400	520 - 1050

Los resultados informados en este estudio ratifican que los ecosistemas terrestres aportan metales a la zona costera marina asociada a través de la descarga de arroyos y canales, tanto en forma disuelta como particulada.

- Contaminantes Orgánicos Persistentes

Los contaminantes orgánicos persistentes (POPs, por sus siglas en inglés) conforman un amplio grupo de sustancias químicas artificiales que incluyen, entre otros, a los plaguicidas organoclorados (POCs), desarrollados para controlar las poblaciones de insectos plaga en agroecosistemas, y a productos industriales como los bifenilos policlorados (PCBs por sus siglas en inglés) y los bifenilos polibromados (PBDEs por sus siglas en inglés). Numerosas sustancias químicas

son las que componen el grupo de los POPs; los detalles sobre su clasificación, así como también su regulación de uso a escala nacional se detallan en el Informe de Revisión de la REAB titulado “Agroquímicos”.

Debido a sus características fisicoquímicas, los POPs son altamente tóxicos y persistentes en el medio. Se encuentran ampliamente distribuidos en la atmósfera, el agua, los suelos y los sedimentos marinos, así como también en los tejidos de los seres vivos. Son sustancias bioacumulables y transferibles a través de los eslabones tróficos del ecosistema. Pueden ejercer efectos deletéreos en los seres vivos, como disrupción del sistema endocrino y reproductor, inmunosupresión y cáncer, afectando a todos los niveles jerárquicos de la organización biológica (organismo, población, comunidad y ecosistema) (Jones y de Voogt, 1999). Por ello, estas sustancias químicas están prohibidas a nivel mundial y se encuentran reguladas internacionalmente por el Convenio de Estocolmo (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, PNUD).

Los POPs ingresan al medio marino a través de los ríos, arroyos, por deposición atmosférica, por derrames y/o por vertidos de materiales de dragado. Las prácticas de deforestación y la agricultura, a su vez, aumentan la tasa de movilización de los suelos por escorrentía superficial hacia el medio ambiente marino-costero (Windom, 1992). Debido a su hidrofobicidad, en los ambientes acuáticos se adsorben a las partículas en suspensión y sedimentos de fondo, y así quedan disponibles para los organismos filtradores o bentónicos. Las concentraciones de estos compuestos persistentes tienden a ser mayores en los ambientes estuariales, principalmente en sedimentos y biota asociada, en comparación con otras zonas costeras, debido a las entradas de contaminantes procedentes de los ríos o arroyos que drenan contaminantes de las zonas agrícolas y/o urbanas circundantes. Particularmente, los organismos bioturbadores característicos de dichos ambientes, como los cangrejos, pueden remover y redistribuir los POPs acumulados en el sedimento debido a su actividad generadora de cuevas (Menone y col., 2000b, 2006).

Se han desarrollado varios estudios respecto de la presencia y distribución de los POPs, tanto en **sedimentos** como en la **biota** acompañante, en zonas costeras de la provincia de Buenos Aires. Por ejemplo, Menone y col., (2000a)

evaluaron las concentraciones de varios POCs y PCBs en hígado, gónadas, grasa, músculo y en el contenido del tracto digestivo del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en la laguna costera Mar Chiquita (Provincia de Buenos Aires), a lo largo de varias etapas de maduración sexual. Los niveles de POCs y PCBs encontrados siguieron un orden de acuerdo al contenido de grasa (lípidos) de los órganos analizados hígado > gónada > músculo. Los autores destacan que las concentraciones totales de POCs y PCBs en los ovarios y el músculo del pejerrey, estuvieron por debajo de las concentraciones asociadas con el deterioro de la reproducción en los peces o los límites para el consumo humano, respectivamente.

Otras investigaciones fueron llevadas a cabo en relación con los niveles de contaminación por POCs y PCBs en sedimento colectado dentro y fuera de las cuevas del cangrejo *Neohelice granulata*, así como también en sedimento fuera del cangrejal y en la **planta halófito** *Spartina densiflora* de la marisma (Menone y col., 2000b). Las mayores concentraciones de POCs se encontraron tanto en los cangrejos como en el sedimento de la marisma. A su vez, las raíces y rizomas de *Spartina densiflora* también presentaron altas concentraciones de POCs. Dichos resultados indican que la marisma de la laguna costera es un factor determinante en la distribución de los POCs, y una gran cantidad de los POCs que entran a la laguna es depositada en la biomasa del espartillar. Los autores concluyen que la erosión del suelo y la escorrentía de los campos agrícolas son probablemente los principales medios por los que los plaguicidas pueden entrar en la laguna de Mar Chiquita, a través de los arroyos pequeños que drenan la cuenca circundante (como Canal 5 y arroyos Vivoratá, Grande y Sotelo; Menone y col., 2001). Las concentraciones de plaguicidas fueron mayores que las de PCB en este entorno, lo cual indica que los aportes de la agricultura predominan sobre la contaminación industrial.

Por su parte, las características fisicoquímicas del sedimento así como la actividad bioturbadora del **cangrejo** *N. granulatus*, juegan un papel importante en la distribución de POCs en las planicies de marea. Los sedimentos con mayor proporción de arcillas pueden retener mayores cantidades de plaguicidas que los sedimentos arenosos con menores cantidades de arcillas y, de esta manera, los POCs se encuentran menos disponibles para el consumo de los cangrejos. Así, Menone y col., (2006) observaron una menor bioacumulación de POCs en

cangrejos de sedimentos con mayor C orgánico total (TOC por sus siglas en inglés) y mayor contenido de arcillas. Los autores concluyen que las concentraciones de POCs en los cangrejos dependen de las características fisicoquímicas de los sedimentos donde habitan, más que de la concentración de los POCs en el ambiente. Por otro lado, la actividad bioturbadora de *N. granulatus* determina la dinámica de estos contaminantes en el sedimento, independientemente del contenido de arcilla del sedimento. En los cangrejales de Mar Chiquita, se observó que el total de POCs fue menor dentro de las cuevas de *N. granulatus* que fuera de las mismas. Este patrón podría deberse a que en la materia fecal de los cangrejos que se deposita dentro de la cueva, hay POCs metabolizados a compuestos más solubles en agua y se escapan a la columna de agua, o que la actividad bioturbadora remueve y libera a la columna de agua y, por lo tanto, fuera de las cuevas los POCs que fueron entrampados dentro de las mismas (Menone y col., 2006).

La **gaviota cangrejera** o gaviota de Olrog, *Larus atlanticus*, es otra especie de la laguna de Mar Chiquita que fue estudiada en relación con estos contaminantes (Figura 34). Quadri-Adrogué y col., (2020) estudiaron las concentraciones POPs y del plaguicida organofosforado clorpirifós en plumas de la gaviota cangrejera durante la estación no reproductiva, y analizaron la relación entre las concentraciones de contaminantes y factores biológicos como sexo y clases de edad. El clorpirifós mostró las mayores concentraciones entre todos los contaminantes y grupos de individuos (juveniles, subadultos y adultos), mientras que dentro de los POPs, la concentración de POCs fue mayor que la de los PCBs y PBDEs, lo que indica nuevamente el uso corriente de contaminantes agrícolas por sobre los industriales en la región. Los mayores valores de POPs fueron encontrados en gaviotas juveniles, como resultado de la incorporación de contaminantes durante la estación reproductiva. En subadultos y adultos se hallaron diferencias entre sexos, con mayores niveles en machos. Considerando a la gaviota de Olrog como especie biomonitora de contaminación por POPs, los autores destacan la necesidad de incluir a individuos de diferentes sexos y clases de edades, para comprender las variaciones en las descargas de dichos contaminantes.



Figura 34: Gaviota cangrejera o gaviota de Olrog, *Larus atlanticus* en la Laguna de Mar Chiquita, Foto: C. Block

Considerando otros lugares costeros, Miglioranza y col., (2004) evaluaron la ocurrencia y distribución de POCs en los **sedimentos** superficiales de dos **arroyos** que desembocan en la zona costera de Mar del Plata: La Tapera y Las Brusquitas. Las concentraciones de POCs en los sedimentos de La Tapera presentaron valores de 3,912 ng/g C orgánico, que fueron cuatro veces más altos que los niveles encontrados en Las Brusquitas (929 ng/g C orgánico), aunque ambos valores estuvieron por debajo de los criterios de calidad de los sedimentos exigidos para proteger la vida silvestre. A partir de dichos resultados, se concluye un mayor aporte de POCs en la cuenca La Tapera, la cual se caracteriza por atravesar zonas agrícolas de relevancia regional. Finalmente, los autores destacan que a pesar que los POCs están prohibidos, siguen permaneciendo en los sedimentos de los arroyos de la región estudiada, lo que representa una contribución continua de contaminantes de origen terrestre al medio marino.

En ese sentido, Colombo y col., (2003) estudiaron el contenido de POPs en los **sedimentos** de once **afluentes y puertos** de la zona costera bonaerense, incluyendo la desembocadura y aguas adentro de Atalaya, Río Samborombón, Río Salado, Canal 9, Canal A, Canal 1, Ría Ajó, Punta Rasa, Mar Chiquita, Mar del

Plata y Quequén. Los PCBs mostraron claros contrastes entre las estaciones. De esta investigación surge que los puertos Mar del Plata y Quequén, junto a Atalaya, Salado y Punta Rasa, poseen los sedimentos más contaminados. Sin embargo, los valores resultaron inferiores al valor guía Canadiense para calidad de sedimento (2-7 vs 34,1 ng/g). El patrón de los plaguicidas organoclorados es consistente con los anteriores. Los máximos valores fueron hallados en Atalaya y puerto Mar del Plata (12-31 ng/g), donde en este caso sí superan los valores Canadienses aconsejados para DDTs (10-24 vs. 6,15 ng/g).

Laitano y col., (2016b) evaluaron el sedimento y la biota en la desembocadura de cuatro arroyos del partido de General Pueyrredón (La Tapera, Las Chacras, Seco y Chapadmalal), como posibles fuentes terrestres de contaminación marina por PCBs. La concentración de PCBs en sedimentos superficiales y muestras de **moluscos bivalvos** osciló entre 2,68 y 6,46 ng/g en sedimento seco y entre 1074 y 4583 ng/g en lípidos del cuerpo de los moluscos. Sobre la base de los resultados obtenidos, los autores concluyen que existe una fuente puntual de contaminación por PCBs relacionada con una zona de vertido de los arroyos y, por ello, a pesar del bajo caudal de los mismos, no deben subestimarse como vectores de contaminación al medio marino. Por otro lado, la bioacumulación de PCBs en los bivalvos se relacionó con la absorción de fuentes de C, lo que pone de manifiesto la importancia de tener en cuenta este factor a la hora de estudiar la distribución de PCBs en organismos de sistemas costeros. Los autores destacan que la concentración total de PCBs encontrada es comparable con la de sitios de baja o moderada contaminación por PCBs.

Díaz Jaramillo y col., (2018) registraron POCs y PCBs en **poliquetos nereidos** de la especie *Laeonereis culveri* presente en el sedimento de los estuarios Samborombón, Mar Chiquita, Quequén Grande y Bahía Blanca. Sus resultados mostraron niveles menores en tejidos de *L. culveri* de Mar Chiquita y Quequén Grande, con respecto a Bahía Samborombón y Bahía Blanca. Por su parte, se observó una relación directa entre los contaminantes hallados en los poliquetos y los sedimentos, por lo que los autores recomiendan la utilización de estos poliquetos para los estudios de monitoreo de contaminación en estuarios en general. Asimismo, recomiendan considerar las estaciones del año y el tamaño

corporal de los individuos de *L. culveri* como factores en el monitoreo de contaminación de un estuario en particular.

En el ambiente netamente marino, la contaminación por POCs en el **pez gallo** (*Callorhynchus callorhynchus*) fue estudiada por Chierichetti (2015, 2021), con ejemplares capturados a menos de 50 m de profundidad en las costa de Santa Clara del Mar y Mar del Plata. Este estudio constituye el primer antecedente de presencia de POCs en pez gallo para toda la plataforma Argentina, y refleja el uso histórico y/o reciente de POCs en la costa del sudeste bonaerense. Si bien el pez gallo es una especie de condrictio que habita en las aguas oceánicas de la región Sur de Sudamérica, la misma se acerca estacionalmente a la costa bonaerense y hace uso alimenticio de los hábitats costeros.

El pez gallo tiene hábitos bentónicos y la principal vía de ingreso de POPs es la dieta. Se analizó el contenido de POPs en diferentes órganos de ejemplares machos y hembras. Se encontraron residuos de POPs en el 100% de las muestras analizadas, y para ambos sexos los niveles de dichos contaminantes (ng/g peso húmedo) presentaron la siguiente distribución: hígado > músculo > gónada. Asimismo, la concentración promedio de POPs en el hígado de las hembras fue mayor que la de los machos. Los ovarios de las hembras maduras presentaron mayores concentraciones de estos contaminantes con respecto a los estadios no reproductivos. Las diferencias observadas en las concentraciones de contaminantes entre sexos y estadios de maduración en el hígado y en las gónadas de *C. callorhynchus* serían el resultado de diferentes procesos fisiológicos en relación con la maduración gonadal, principalmente asociados a la transferencia de lípidos desde el hígado hacia las gónadas. Esta investigación demostró que la actividad agrícola repercute en el ambiente marino adyacente. Además, se destaca la relevancia de estudios de acumulación de POPs en esta especie de importancia pesquera en la plataforma Argentina, y la necesidad de realizar investigaciones multidisciplinarias para complementar los programas actuales de conservación y manejo de condriccios, así como la protección de los ambientes costeros.

- Residuos antropogénicos en ambientes marino-costeros

Los residuos antropogénicos (RA), se definen como “todo aquello –sea un bien o un objeto- que se obtiene en simultáneo con el producto principal o deseado, y que incluye tanto la fracción que no se ha aprovechado (“desechos”) como la que simplemente persiste luego de cualquier proceso (“restos” o “residuos” propiamente dichos)” (Gómez Delgado, 1995). De un modo más sencillo, y considerando los ambientes marino-costeros, consisten en “cualquier residuo sólido o manufacturado, abandonado o que accidentalmente ingresa en el medio marino” (Coe y Rogers, 1997). Estos residuos están distribuidos ampliamente en todas las costas del mundo, desde las regiones más densamente pobladas hasta puntos remotos alejados de cualquier actividad humana como son los polos (Jambeck y col., 2015). La densidad de los RA varía ampliamente entre áreas y localidades debido a diversos factores, entre ellos el tipo y la magnitud de las actividades antrópicas, las condiciones hidrológicas y meteorológicas del ambiente receptor, así como también de su geomorfología, el punto de entrada de esos residuos, y las características físicas de los residuos (Coe y Rogers, 1997; Derraik, 2002).

Los RA pueden provenir de actividades que se desarrollan en el continente, y que por diversas vías ingresan al mar (por ejemplo descargas de pluviales, mala disposición final de residuos, transporte por viento o por agua, descarte de usuarios en áreas costeras), o directamente debido a actividades marinas o de ultramar (por ejemplo, recreación, transporte marítimo, pesca). Sea cual fuere su origen (continental o marino) los residuos suelen arribar y acumularse en las áreas costeras, principalmente en las playas (López Bonillo, 1994; Bergmann y col., 2015). Cabe destacar que los RA en los ambientes marino-costeros representan una problemática ambiental que atañe a gran parte de la población, principalmente si se tiene en cuenta que aproximadamente la mitad de la población mundial se localiza en áreas urbanas costeras (Niemelä, 1999). Asimismo, en Argentina la contaminación por RA en el sector marino-costero, particularmente en las playas, representa un grave problema ambiental, ya que éstos impactan sobre la estética y la economía de los sectores de playa sobre la aptitud para su uso recreacional, e incide sobre enfermedades e impacta sobre la biota marina, entre otros efectos (Echeverría, 1987; Barragán y col., 2003; Elías, 2015). Esta situación se ve

exacerbada debido al intenso desarrollo de la actividad turística orientada hacia la costa (por ejemplo turismo de sol y playa), especialmente en el sector costero de la provincia de Buenos Aires.

De un relevamiento de residuos realizado en un sector de la ciudad de **Mar del Plata** (barrios del Puerto, Chauvin, La Perla y la Zona Centro) a lo largo de un año (abril de 2008-marzo de 2009), se encontró que la cantidad promedio de residuos en las calles y veredas fue de aproximadamente 14,27 ítems/m², entre los cuales las colillas de cigarrillos, papeles y los plásticos fueron los residuos más abundantes (Seco Pon y Becherucci, 2012). Además, las zonas con mayor cantidad de residuos se encontraron cercanas a la línea de la costa de la ciudad (zona puerto), y la cantidad de mismos fue constante a lo largo del año, a pesar del pico de visitantes que recibe la ciudad durante la temporada estival (Seco Pon y Becherucci, 2012). Por su parte, la actividad nocturna (principalmente bares) es una fuente importante de contaminación por residuos en las calles de Mar del Plata (Becherucci y Seco Pon, 2014).

El primer relevamiento de residuos a nivel nacional (bajo el nombre de Primer Censo de Contaminación Costera), realizado en playas de todas las provincias costeras del país por aproximadamente 3000 voluntarios durante septiembre de 1995, mostró que los residuos hallados fueron de aproximadamente 70 ítems o unidades por kilómetro recorrido de costa. Buenos Aires fue la provincia con mayor abundancia de residuos totales, agrupados principalmente en plásticos, vidrios y papeles (Estévez y col., 1997). Dicho estudio evidenció una distribución heterogénea de los residuos a lo largo de la costa argentina y una relación directa entre la cantidad de residuos y la distribución de la población a lo largo de la misma. Por su parte, Colombini y col., (2008) realizaron el segundo relevamiento de residuos a nivel nacional (bajo el nombre de Segundo Censo Nacional de Contaminación Costera), durante septiembre de 2007. La cantidad promedio de residuos en la costa argentina fue casi 2,6 veces mayor que la registrada previamente, lo que equivale a un aumento de cantidad de residuos del 38% anual. Sin embargo, en esta oportunidad, la provincia con mayor cantidad de residuos totales por kilómetro de costa recorrido fue Tierra del Fuego. Particularmente, en la franja costera de la ciudad de Mar del Plata prevalecieron los papeles y vidrios.

Ambos censos advierten sobre los problemas ambientales que existen y que aún no han sido resueltos en Argentina, como es el caso de la presencia de basurales urbanos y pesqueros a cielo abierto y localizados en cercanías de la costa, el aumento del tráfico de buques pesqueros y de carga, entre otros, que se reflejan en la contaminación por RA en la extensa zona marino-costera de Argentina.

Dentro de la provincia de Buenos Aires, y concretamente en las **playas** de Mar del Plata (entre ellas Estrada, Alfonsina, la Reserva, Serena y una playa del Complejo Chapadmalal), un relevamiento de RA realizado en septiembre de 2010 (Lucero, 2012) mostró que la mayor abundancia de residuos fue registrada en las playas Estrada y Alfonsina, en comparación con playas localizadas al sur de la ciudad. Entre los distintos tipos de RA se destacaron los plásticos, las colillas de cigarrillos y fragmentos de madera procesada. El autor concluye que la presencia de los residuos respondería en general a las características socio-ambientales particulares de las inmediaciones donde se localiza cada una de las playas, y no a las actividades recreativas que tienen lugar en las mismas. Sin embargo, relevamientos realizados en Playa Grande (Denuncio y Bastida, 2014), Punta Mogotes (Campos Echeverría y col., 2015) y Playa Popular (Becherucci y col., 2017) destacan las colillas de cigarrillos, los plásticos y vidrios como los RA más abundantes, lo que sugiere que las actividades recreativas son una importante fuente de origen de RA en las playas de la ciudad. Asimismo, los RA de origen marino, como los provenientes de la pesca de altura, prevalecieron en playas alejadas de las zonas céntricas, como Mar Chiquita y Faro Querandí (Figura 35; Becherucci y col., 2017). Cabe destacar que existe un alto porcentaje (65%) de residuos enterrados en las playas arenosas y que llegan a ser más abundantes que los superficiales (35%; ver Denuncio y Bastida, 2014), lo que indica que existe una considerable retención de residuos ocultos en los sedimentos.



Figura 35: Residuos en la playa (A) de origen terrestre y (B) de origen marino.
Fotos: T. Fahler Poussard

De acuerdo a un relevamiento de RA en el **fondo marino** frente a la ciudad de Mar del Plata (en el cual se utilizó una red de arrastre con una malla de 250 mm de abertura) (Giangiobbe y col., 2012), se encontraron 481 unidades de RA/ 1000 m² en los que prevalecieron los plásticos, las colillas de cigarrillos y materia orgánica. Los fondos marinos costeros ubicados frente al núcleo urbano de esta ciudad concentraron la mayor abundancia de residuos antropogénicos, mientras que los fondos submareales de playas localizadas al sur de Mar del Plata (por ejemplo Punta Mogotes y playas del Faro) presentaron menor abundancia. En dicha investigación, así como en las que analizaron los RA que se encuentran sobre playas emergidas, se sugiere que gran parte de los RA alcanzan el mar a través de los desagües pluviales que discurren por la ciudad. A su vez, la existencia de una corriente de deriva costera que va de S a N paralela a la línea de costa, movilizaría los residuos hacia zonas localizadas más al norte (Giangiobbe y col., 2012). Asimismo, los RA que permanecen cierto tiempo en el mar, ya sea flotando o en el fondo, constituyen nuevas superficies de asentamiento donde se desarrollan organismos marinos sésiles (sin movilidad), principalmente especies de crustáceos, briozoos y poliquetos (Rumbold y col., 2020).

Existe una amplia evidencia acerca de los efectos de los residuos sobre la **biota marina** a nivel mundial. Por ejemplo, los residuos –particularmente plásticos de pequeño tamaño- pueden ser ingeridos por los organismos, con consecuencias perjudiciales importantes. Al quedar incorporados a su biomasa o retenidos, obstruyen ductos (respiratorios –branquias- o digestivos –boca, esófago, intestinos)

y obstaculizan o bloquean el correcto funcionamiento de los órganos. Asimismo, aparejos de pesca abandonados, perdidos o descartados pueden enredarse en el cuerpo de los organismos, lo que puede conducir a una disminución de la capacidad de procurarse alimento y/o evitar ser depredado, hasta heridas internas e incluso la muerte (Derraik, 2002; Bergmann y col., 2015).

Informes recientes ponen de manifiesto que dentro de los vertebrados, todas las especies de tortugas marinas, aproximadamente la mitad de todas las especies de mamíferos marinos y una quinta parte de todas las especies de aves marinas se ven afectadas por la ingesta o el enredo de RA (CBD y STAP-GEF 2012). Estos residuos también pueden modificar las comunidades bentónicas de fondos blandos y duros, por ejemplo, al generar mayor cantidad y diversidad de sustratos para su asentamiento (Parker, 1990).

Los antecedentes sobre el impacto de los RA en vertebrados marinos en el área marino-costera de la provincia de Buenos Aires son escasos, a pesar de que éstos tienen un gran impacto sobre dicha fauna.

En relación con las tortugas marinas, Gonzales-Carman y col., (2014) analizaron el grado de exposición de la Tortuga Verde (*Chelonia mydas*, una especie migrante en Argentina) a los plásticos en el Río de la Plata, mediante una evaluación conjunta de la distribución de plásticos, del uso de hábitat en animales equipados con transmisores satelitales y del contenido estomacal de tortugas varadas. El estudio reveló que más del 90% de los estómagos analizados presentaron RA (en promedio 13 fragmentos de residuos por estómago); envoltorios, bolsas plásticas y fragmentos duros dominaron los residuos encontrados, y el tamaño de los mismos fue variable, entre 0.5-3 cm y más de 15 cm.

En cuanto a las **aves marinas** costeras, diversos estudios indican que varias especies de gaviotas (*Larus* spp.) incorporan en sus dietas RA de diversa índole a lo largo del litoral marítimo argentino. Por ejemplo, la Gaviota de Olrog (*Larus atlanticus*), una gaviota endémica de las costas de Argentina y uno de los pocos láridos amenazados a nivel mundial, incorpora en su dieta, además de cangrejos, residuos de origen antrópico. Por ejemplo, en el sudeste bonaerense, en el contenido estomacal de esta especie de gaviota y durante la etapa no reproductiva,

se han encontrado anzuelos con carnada descartados por actividades de pesca deportiva y distintos productos asociados a la actividad, como vísceras o cabezas de pescado que portan anzuelos (Martínez y col., 2000; Berón, 2009).

Por otro lado, Delhey y col., (2001) indican que la Gaviota de Olrog, además, incorpora en su dieta RA provenientes de actividades pesqueras en sus sitios reproductivos en la provincia de Buenos Aires. Otras especies que también incorporan restos alimenticios de origen antrópico en sus dietas, en áreas costeras del sudeste bonaerense, son las gaviotas capucho café (*Chroicocephalus maculipennis*) y capucho gris (*C. cirrocephalus*) y el gaviotín sudamericano (*Sterna hirundinacea*) (Favero y col., 2001). Asimismo, Berón y Favero (2009) ponen en evidencia que en promedio 8 individuos/año de Gaviotas de Olrog mueren o son encontradas lesionadas, como producto de la interacción con actividades de pesca deportiva durante la temporada no reproductiva en el sudeste bonaerense. Entre las fatalidades observadas por los mismos autores se incluyen enredos con líneas de pesca abandonadas y/o perdidas, que impiden la locomoción de los individuos (18%), seguidas por la ingesta de anzuelos (11%). En tanto, las lesiones principales consisten en enredos con líneas de pesca abandonadas y/o perdidas, o enganches con anzuelos (Figura 36).

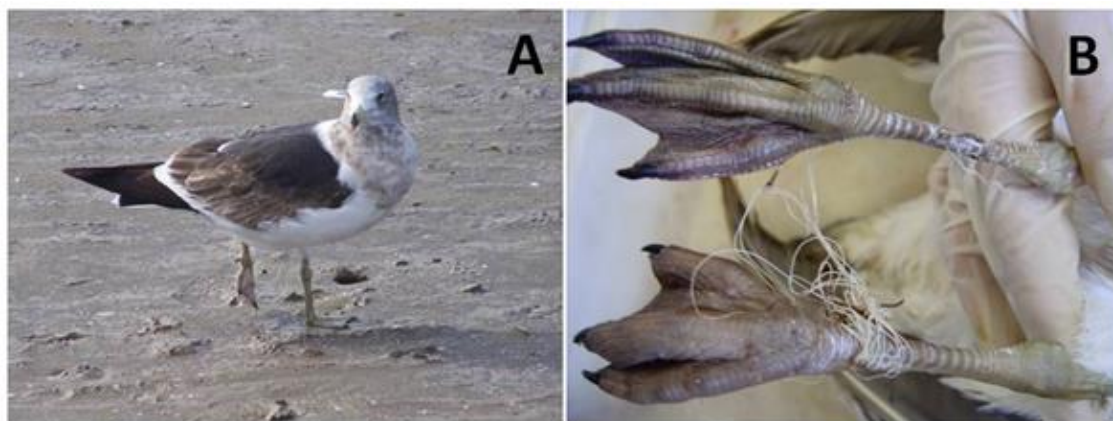


Figura 36: (A) Ejemplar subadulto de Gaviota de Olrog (*Larus atlanticus*) enredado con línea de pesca. (B) Detalle en ejemplar juvenil. Fotos: P. Beron (A) y M. Favero (B)

En cuanto a los **mamíferos marinos**, el estudio realizado por Giardino (2013) en las colonias no reproductivas de lobos marinos de un pelo (*Otaria flavescens*) del sudeste bonaerense, evidenció la presencia de una baja proporción

(<1,1 %) de residuos en las heces de esta especie. Por otro lado, existe evidencia que indica que el lobo marino de un pelo del sudeste bonaerense es encontrado enredado en precintos o flejes de pesca (Figura 37).



Figura 37: Ejemplar de lobo marino de un pelo (*Otaria flavescens*) enredado en precinto o fleje de pesca en la colonia no reproductiva del puerto de Mar del Plata.

Foto: P. Denuncio

En otra especie de lobo marino frecuente en las costas bonaerenses, el de dos pelos Sudamericano (*Arctocephalus australis*), como así también en ejemplares de delfín franciscana (*Pontoporia blainvillei*), se encontraron residuos derivados de embalajes o packaging (por ejemplo papel celofán, bolsas y bandas) y fragmentos de aparejos de pesca (por ejemplo, líneas de pesca de monofilamento, cabos y fragmentos de redes) (Denuncio y col., 2011, 2017). Los autores ponen de manifiesto que la ingesta de residuos plásticos se asocia a los cambios dietarios de las especies a lo largo de su vida, y que los valores máximos de RA se encuentran en estómagos en individuos que recientemente dejan de ser amamantados. Dicho hallazgo podría estar explicado por la inexperiencia de los juveniles para atrapar presas por sí mismos, ya sea por una identificación errónea o una ingestión accidental de RA durante la manipulación de la presa.

A diferencia de lo que sucede con otros grupos faunísticos, los antecedentes sobre el impacto de RA en invertebrados marinos es escaso. Por ejemplo, un estudio informa que las cuevas del cangrejo cavador *Neohelice granulata* retiene en su superficie grandes cantidades de RA, principalmente plásticos, y que además

existe una gran abundancia de residuos enterrados en el sedimento en áreas donde está presente la especie, en los fondos blandos de la laguna de Mar Chiquita (Iribarne y col., 2000).

La problemática de los RA en la costa bonaerense dista de estar estudiada de manera completa e integral (Seco Pon, 2016). Parte de la necesidad de contar con dicho conocimiento surge del intenso uso de las playas y de lograr un uso sustentable de los ambientes costeros como ecosistemas únicos, que alojan una gran diversidad biológica plausible de ser disfrutada por distintos tipos de usuarios. La estrecha relación hombre-ambiente demanda, a su vez, estudios de percepción social frente a los impactos de las actividades antrópicas, es decir, examinar el nivel de importancia subjetiva que los individuos le otorgan al medio marino y a las diversas amenazas que afectan al mismo. Un análisis preliminar sobre encuestas realizadas a los usuarios de playas en la zona marino-costera de Mar del Plata y Miramar durante el verano, evidenció que una gran proporción de los encuestados (60%) sugiere que los visitantes representan una fuente de contaminación, aunque los primeros admiten que no abandonan sus residuos en la playa. Por otra parte, una baja proporción de los encuestados (30%) clasificó el área entre limpio y aceptable (Lucero y col., 2016).

- Microplásticos

La investigación en torno a la basura plástica y los microplásticos (MPs) en zonas costeras marinas ha generado un gran interés por parte de la comunidad científica y los organismos tomadores de decisiones, debido a los alcances globales que presente este tipo de contaminación y al aumento casi constante de su presencia en el ambiente (Arias y col., 2020). Los microplásticos son partículas de plástico de pequeño tamaño, que varían desde unos pocos micrones hasta 5 mm de diámetro. Los mismos pueden presentar forma esférica o de fibras elongadas, y distintos colores (Thompson, 2015). De manera general, los microplásticos se originan a partir de dos fuentes: de la fabricación directa de pequeñas partículas o gránulos de plásticos llamados “pellets” (del inglés), o como resultado de la fragmentación de partículas de mayor tamaño (Figura 38) (Hidalgo-Ruz y col., 2012). La contaminación por microplásticos ha sido informada a escala global

desde los polos hasta el ecuador, y se extiende a la superficie del océano abierto, los estuarios y los lagos, así como a las playas (marinas y de agua dulce) y a los sedimentos submareales hasta las profundidades del mar (Thompson, 2015).

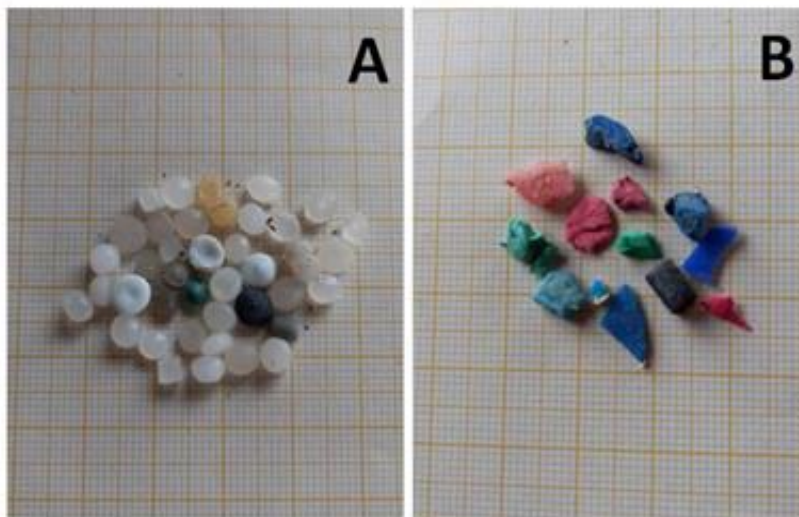


Figura 38: (A) Detalle de pellets sobre hoja milimetrada y (B) fragmentos de plásticos. Foto: J. P. Seco Pon

Dado que los microplásticos se distribuyen en el ambiente costero de acuerdo con la acción de las mareas, corrientes y vientos, el estudio de las variaciones espaciales de los mismos resulta fundamental para entender su dinámica en dichos ambientes.

Arias y col., (2020) revisaron el estado de la problemática de los desechos plásticos y los microplásticos a lo largo de la **costa** bonaerense. Los autores indican que las principales fuentes de residuos plásticos para la zona de Mar del Plata y costas aledañas son la agricultura, la industria, los puertos, la urbanización, el turismo y la recreación, los residuos urbanos y las redes de drenaje pluviales (Figura 39).

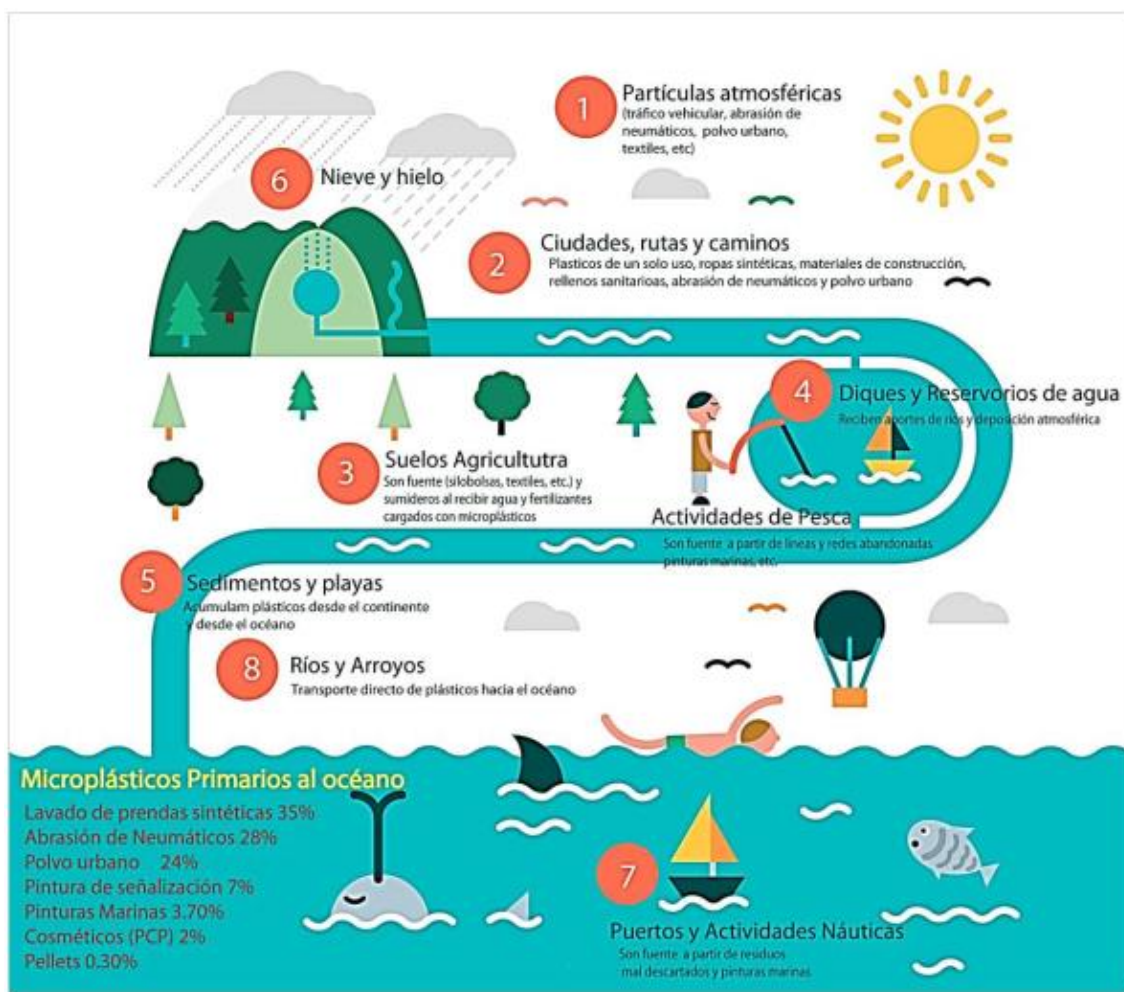


Figura 39: Rutas y fuentes principales de plásticos hacia el océano. Fuente: Arias y col., 2020

Además, señalan que el problema fundamental con todo residuo plástico varado en las playas es que, al estar expuesto prolongadamente a radiación UV y otros factores ambientales, se convierten en una fuente de generación de microplásticos lo cual implica un problema de contaminación aún mayor, ya que también aumenta el espectro de tamaños de organismos marinos y costeros que pueden interactuar con residuos de este material.

Por otro lado, los desechos plásticos contienen numerosos compuestos orgánicos tóxicos y cancerígenos que pueden desprenderse del mismo. Es así que, durante el proceso de fabricación de plásticos, una diversidad de compuestos químicos son agregados para alterar las características finales del material: retardantes de llama, plastificantes, antioxidantes, estabilizadores UV y pigmentos.

Sobre esta variedad de aditivos y compuestos químicos que los plásticos pueden acarrear en su constitución, las partículas plásticas pueden además adsorber contaminantes desde la columna de agua. Los microplásticos, en particular, son capaces de adsorber diversos contaminantes orgánicos persistentes (COPs), y trazas de metales como cobre o plomo (Arias y col., 2020).

Particularmente, Díaz Jaramillo y col., (2021) estudiaron cómo se distribuyen espacialmente los microplásticos en el **sedimento** de cuatro estuarios de la provincia de Buenos Aires (Samborombón, Mar Chiquita, Quequén Grande y Bahía Blanca), de acuerdo con la profundidad (superficial, media y profunda) y al nivel de marea (niveles altos o bajos del intermareal o planicie de marea). En general, la abundancia media de microplásticos en el estrato superficial varió entre 0 y 1030 ítems por kilogramo de sedimento seco. Se observaron diversas formas, colores y composición de microplásticos, prevaleciendo los colores blanco, negro, traslúcido y azul, y de forma no redondeadas. En cuanto a su composición, los polímeros más comunes identificados fueron el polietileno, el polietileno tereftalato/poliéster, cloruro de polivinilo y polipropileno. Los microplásticos más abundantes variaron entre 1 y 5 mm de tamaño, aunque también se detectaron más pequeños (1- 0,1 mm). Los autores concluyen que la planicie de marea de los estuarios actúa como sumidero o reservorio de microplásticos, principalmente en la línea de marea alta. A su vez, una mayor acumulación en los niveles superficiales del sedimento indica un reciente depósito de los microplásticos. Finalmente, dado que la distribución entre los estuarios fue similar y no hubo diferencias en cuanto a la abundancia de microplásticos, los autores sugieren que la dinámica en la sedimentación, eventos de tormentas e inundaciones, bioturbación o transporte directo por animales influye más sobre la distribución de microplásticos que la actividad o uso humano al cual está sujeto el estuario.

Recientemente, Jaubet y col., (2021) evaluaron los factores que conducen a la abundancia y distribución de dos tipos de microplásticos (fibras y fragmentos), en el sedimento superficial (hasta 5 cm de profundidad) de 9 **playas** de la ciudad de Mar del Plata y Miramar (Luna Azul, Aguirre, Constitución, Popular, Bristol, Alfar, Luna Roja, Redondo, Brusquitas). Los autores encontraron que la mayor abundancia de microplásticos en general se encontró en las playas con arenas de

grano fino y alto grado recreacional. Particularmente, la abundancia de fibras fue mayor en playas semi-cerradas entre escolleras tipo bolsillo, moderadamente expuestas y cercanas a las zonas urbanas, lo cual indicaría que son varias las rutas de entrada de este tipo de microplástico a la playa. Además, la abundancia de fragmentos fue mayor en playas con descargas de pluviales, los cuales representan la principal fuente de fragmentos plásticos a la playa.

- Introducción de especies exóticas

Otro tipo de contaminación biológica comúnmente extendida en las áreas costeras del mundo es la introducción de especies exóticas. Una especie es considerada autóctona, indígena o nativa si pertenece a un ambiente en el cual desarrolla toda o parte de su ontogenia (ciclo de vida). Contrariamente, una especie es exótica, introducida, alóctona o foránea si se encuentra fuera de su distribución geográfica de origen. Estas especies introducidas como resultado de las actividades humanas, de manera deliberada o accidental, pueden o no llegar a establecerse en un nuevo hábitat. Si lo hacen, normalmente, al no poseer competidores ni predadores, pueden llegar a desplazar a especies nativas con similar nicho ecológico. La introducción de especies exóticas, no nativas o alóctonas (Olenin y col., 2010) constituye uno de los impactos antrópicos con mayor potencial de peligro para la biodiversidad y economía de las áreas costeras a escala global (Grosholz, 2002).

La presencia de especies exóticas en una región, es decir, en el ecosistema receptor, se debe a una introducción accidental o intencionada de éstas como resultado de varias actividades humanas. Por el contrario, cuando los cambios en los rangos de distribución de las especies son naturales, como los debidos al cambio climático o a las dispersiones por corrientes oceánicas, no corresponde referirse al concepto de especies no nativas (Olenin y col., 2010). Las especies exóticas marinas son principalmente introducidas dentro de los puertos por las descargas del agua de lastre y los sedimentos acumulados en las embarcaciones, o por incrustaciones de especies sésiles en los cascos de las mismas. En aguas someras costeras es frecuente su introducción intencional por actividades de acuicultura (Carlton, 2007). También, puede ocurrir la introducción de especies

exóticas asociadas a la cultivada; a modo de ejemplo, en 1981 la ostra del Pacífico, *Crassostrea gigas*, fue introducida en la costa bonaerense (al sur del área de análisis del presente documento) para su cultivo. El emprendimiento fue abandonado, las ostras se naturalizaron y formaron extensos arrecifes que avanzaron latitudinalmente y alcanzaron áreas a 100 km de la introducción original (Dos Santos y Fiori, 2010). Conjuntamente con esta introducción, el alga *Polysiphonia morrowii* de origen asiático fue detectada por primera vez, y ésta constituye la cuarta introducción de una macroalga marina en Argentina y la primera especie introducida asociada al establecimiento de la mencionada *Crassostrea gigas* (Croce, 2013).

Las especies exóticas pueden establecerse y dispersarse en el ecosistema receptor, generar efectos adversos en la diversidad biológica, en la función y estructura del ecosistema, en los valores socio-económicos, y/ o en la salud humana de la región colonizada (Ojaveer y col., 2014). En este caso las especies exóticas se constituyen además en especies invasoras (EEI). No todas las especies introducidas se vuelven invasoras. Sin embargo, el impacto de las que consiguen invadir es con frecuencia muy significativo, y varía en función de la especie y del hábitat receptor (para información sobre un proyecto para una estrategia nacional ver <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/biodiversidad/exoticas-invasoras>).

Debido a su potencial invasivo, las especies exóticas son consideradas unas de las mayores amenazas de los ecosistemas marinos a escala global (Occhipinti-Ambrogi y Savini 2003; Carlton, 2007). Sin embargo, mientras algunas especies exóticas están implicadas en la extinción de especies nativas, otras pueden ser inocuas o hasta proveer beneficios a la comunidad receptora. Es por ello que los esfuerzos en el control de especies exóticas deberían centrarse en aquellas especies que realmente tienen potencial invasivo (Anton y col., 2019). No obstante, en la generalidad de los casos, debe atenderse la postura conservadora en relación con la introducción de especies exóticas. En otras palabras, siempre, por principio precautorio, debe evitarse la introducción de especies no nativas a cualquier ecosistema.

En el océano Atlántico Sudoccidental (ASO), Orensanz y col., (2002) señalaron casi de manera metafórica que “no hay más confines prístinos del océano global” al referirse a las especies exóticas introducidas en esta región (Figura 39).

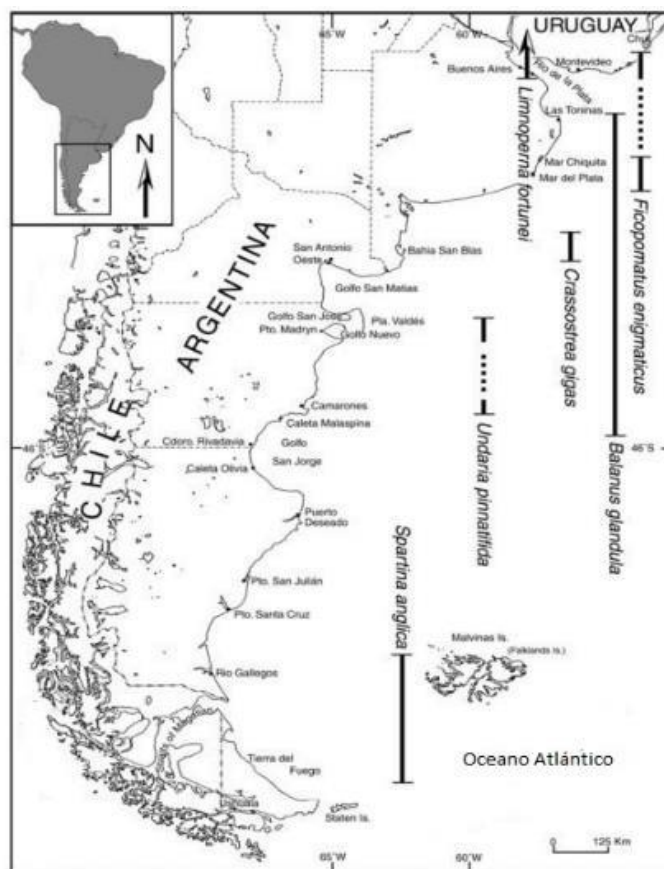


Figura 39: Distribución latitudinal de especies exóticas en el Mar Argentino.
Fuente: Orensanz y col., 2002

Tiempo después, Schwindt, (2010) realizó un análisis de situación en materia de agua de lastre (Figura 40). Debe considerarse que el número de especies reportadas en la actualidad y el rango de distribución de las mismas podría ser mayor.

Dentro del área de estudio del presente documento y, particularmente, en la costa de Mar del Plata, la introducción de especies no nativas ha sido descripta como una de las presiones antrópicas que produjo cambios significativos en la comunidad bentónica nativa durante los últimos 50 años (Llanos y col., 2020).

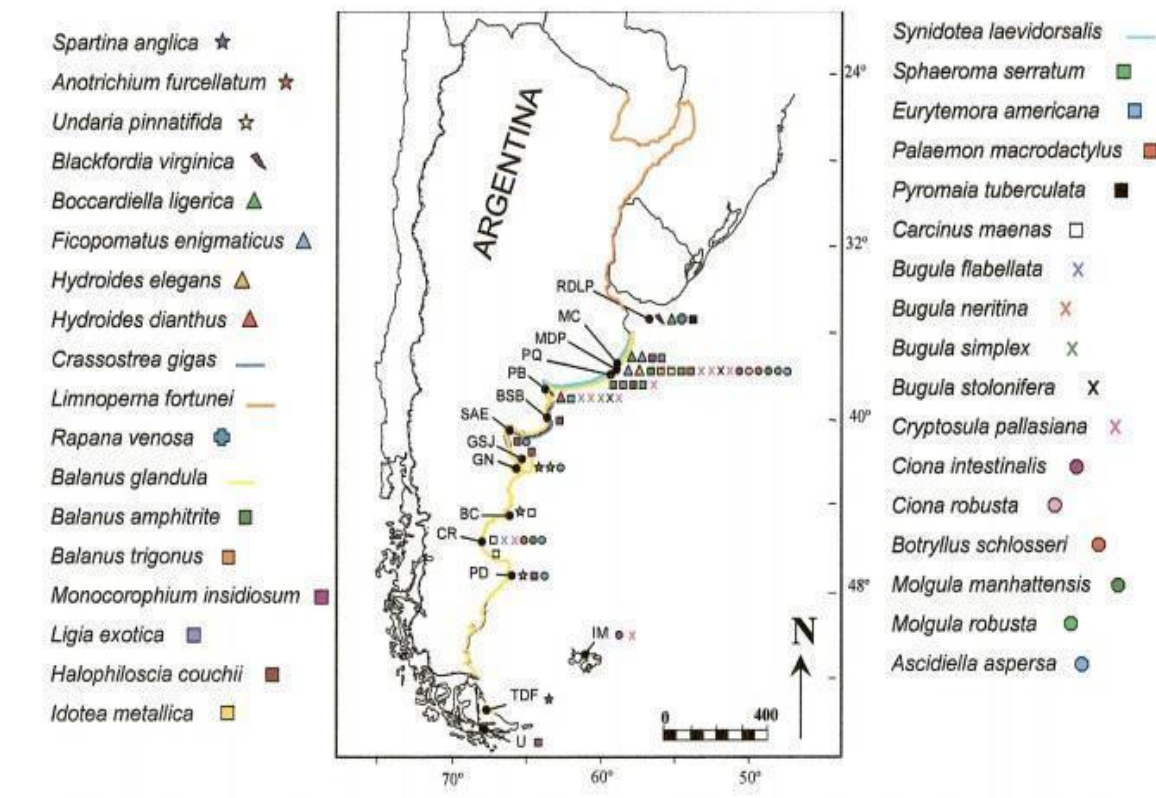


Figura 40: Distribución de las especies marinas introducidas en Argentina. Fuente: Schwindt (2008, 2010).

Asimismo, los puertos de Mar del Plata y Quequén han sido señalados como importantes puntos de asentamiento de especies marinas y estuariales exóticas (Albano, 2012), donde se registraron abundancias variables de un importante número de especies de crustáceos, briozoos, ascidias y poliquetos no nativos.

A continuación, se describen los ejemplos de especies exóticas más relevantes reportados para el área de estudio (Figura 41).

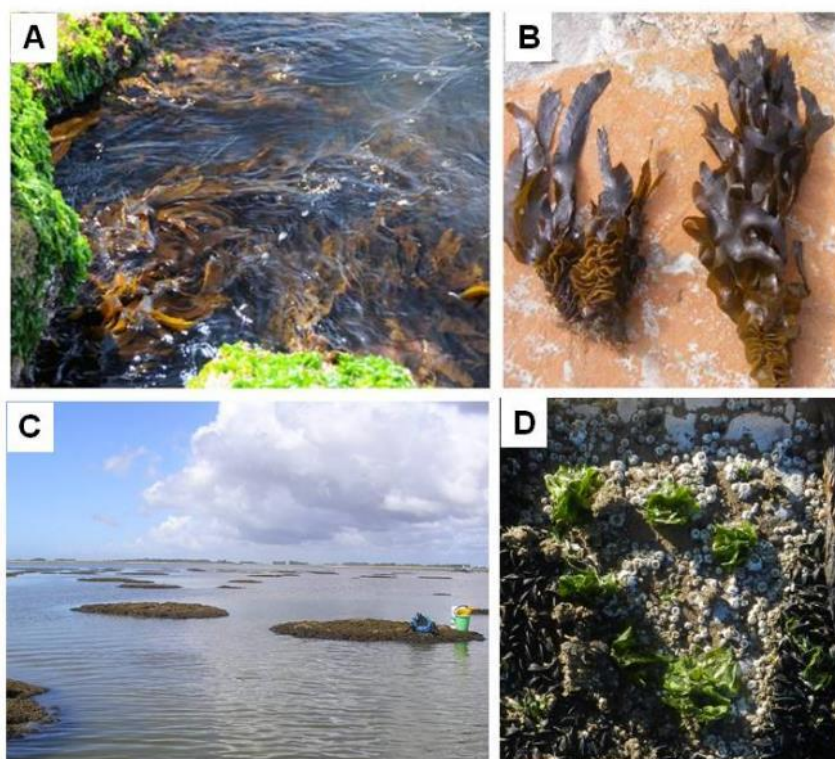


Figura 41: Ejemplos de especies exóticas establecidas en el área de estudio. *Undaria pinnatifida* en el Puerto de Mar del Plata, talos fijados sobre las rocas del intermareal inferior (A), talos con esporofilos desarrollados (B), Fotos: H. Benavides; *Ficopomatus enigmaticus* en la Laguna costera Mar Chiquita, Foto: M. Brusquetti (B); *Balanus glandula* en el intermareal de Santa Clara del Mar, Foto: E. N. Llanos

En la franja costera de Mar del Plata se han identificado varias especies de **macroalgas** posiblemente introducidas que, en la actualidad, constituyen poblaciones estables. El caso más significativo, debido a su reconocido carácter invasivo, está representado por el alga parda *Undaria pinnatifida* registrada en el puerto de Mar del Plata desde el año 2012 (Meretta y col., 2012). *U. pinnatifida* es originaria de las costas del noreste de Asia (Japón, China y Corea) y ha ocupado gran parte de la costa patagónica argentina a partir de su establecimiento en Puerto Madryn (Chubut) en 1992 (Casas y Piriz, 1996; Martin y Cuevas, 2006; Irigoyen y col., 2011; Pereyra y col., 2015). Esta especie es conocida mundialmente, y ha sido introducida, además, en las costas de Francia, Italia, España, Inglaterra, Nueva

Zelanda, Australia, Estados Unidos y México (Boudoureqe y col., 1985; Hay y Luckens, 1987; Curiel y col., 1994; Fletcher y Manfredi, 1995; Salinas y col., 1996; Silva y col., 2002; Aguilar-Rosas y col., 2004). Otras especies posiblemente introducidas en la zona son *Anotrichium forcellatum*, citada para el océano Índico, mar Mediterráneo, costa atlántica de Europa y África, Japón y California, y registrada en Santa Clara, Mar del Plata y Miramar (Buenos Aires) desde el año 1997 (Boraso de Zaixso y Akselman, 2005; Becherucci y Benavides, 2016); *Ahnfeltiopsis devoniensis*, originaria de Europa, se desarrolla en las restingas cuarcíticas de Mar del Plata desde el año 2000, aproximadamente (Becherucci y col., 2014; Matula, 2014); y *Schizymenia dubyi*, originaria de Europa, Asia y Oceanía, que fue reportada en la región bonaerense desde 2008 (Ramírez y col., 2012). No obstante, debido a la falta de relevamientos actuales sobre la diversidad de las algas del litoral bonaerense, se estima que el número de especies de macroalgas exóticas pueda ser mayor. Asimismo, son pocos los estudios realizados sobre el impacto de estas especies en la comunidad nativa. Por ejemplo, se ha observado que las especies de macroinvertebrados asociados a la estructura tridimensional de dos especies exóticas de macroalgas, *Ahnfeltiopsis devoniensis* y *S. dubyi*, difiere de las especies que habitan comúnmente entre los mejillines nativos *Brachidontes rodriguezii* (Matula, 2014; Palomo y col., 2016).

En cuanto a los **macroinvertebrados**, a principios de 1970, tres especies de cirripedios del género *Balanus* fueron introducidas en el puerto de Mar del Plata (Spivak, 2005), de los cuales *Balanus glandula* es actualmente el más representativo, constituyendo una población bien establecida y distintiva sobre los niveles altos de las rocas intermareales (López Gappa y col., 1990; Vallarino y Elías, 1997). *Balanus glandula* es nativo de la costa Pacífica de Norteamérica (Geller y col., 2008), y quince años después de su introducción en el Atlántico Sudoccidental, se ha establecido exitosamente a lo largo de 2900 km de costa argentina, desde San Clemente del Tuyú (Buenos Aires) hasta Río Grande (Tierra del Fuego), lo que muestra una gran plasticidad a los rangos temporales y latitudinales de temperatura (entre 4 y 20 °C) (Schwindt, 2007).

Otro caso, particularmente ocurrido en cercanías del efluente cloacal de Mar del Plata, fue el hallazgo de altas abundancias (1,6 millones de individuos/m²) del poliqueto exótico *Boccardia proboscidea* durante la primavera del 2008 (Jaubet y

col., 2011). Su gran desarrollo implicó el avance de la especie, que llegó a cubrir el mejillinar por completo, formando estructuras tridimensionales similares a arrecifes blandos de arena (el poliqueto construye tubos de arena dentro del cual se aloja para alimentarse y reproducirse; Figura 42).



Figura 42: Detalle de los tubos de *Boccardia proboscidea*, Fotos: M. L. Jaubet

La introducción e invasión del poliqueto *Boccardia proboscidea* en el área costera asociada al efluente cloacal de Mar del Plata afectó significativamente la estructura de la comunidad bentónica intermareal; principalmente, al reducir la diversidad de especies dado que cubre y sofoca al mejillinar, excluyendo tanto al mejillín como a la biota asociada (Garafo y col., 2012; Jaubet y col., 2013; Sánchez y col., 2013; Elías y col., 2015). Actualmente, *Boccardia proboscidea* se encuentra distribuida desde la provincia de Buenos Aires (Mar de Cobo; 37°S) hasta la provincia de Santa Cruz (Puerto Deseado; 47°S), y presenta mayores abundancias en las playas rocosas asociadas a descargas cloacales (Jaubet y col., 2018). Varios estudios sugieren que el éxito de *Boccardia proboscidea* en establecerse y desarrollarse en las costas de Argentina se debe al debilitamiento que presenta el mejillinar en áreas impactadas por descargas cloacales, y a la suficiente disponibilidad de alimento (materia orgánica descargada por el efluente) (Jaubet y col., 2018; Garafo y col., 2020).

En lo que respecta la laguna costera Mar Chiquita, el caso más representativo de especies exóticas lo constituye el poliqueto sedentario

Ficopomatus enigmaticus. Los individuos de esta especie construyen tubos calcáreos que se agrupan formando arrecifes circulares o bochones (Obenat, 2002), los cuales alcanzan hasta 7 m de diámetro (Obenat y Pezzani, 1994; Schwindt y col., 2004). *F. enigmaticus* es presumiblemente nativo de Australia y actualmente invade con éxito varias lagunas y estuarios del mundo (Bruschetti y col., 2008), así como también arroyos afluentes a la laguna costera Mar Chiquita (Vivoratá, Cangrejo) y otros que desembocan directo al mar, como el arroyo La Tigra (Pan y Marcoval, 2014).

En la laguna costera Mar Chiquita, esta especie fue registrada por primera vez a principios de 1970 (Orensanz y Estivariz, 1972). Durante las últimas décadas, los arrecifes han aumentado en densidad y tamaño, y han alcanzado un número de 370 arrecifes/ha (lo cual representan el 86 % de la laguna) (Schwindt y col., 2004).

La expansión de los arrecifes de *F. enigmaticus* posiblemente haya sido favorecida por disturbios antropogénicos, como la construcción de un puente cerca de la desembocadura y el aumento de los desechos flotantes que facilitarían el transporte de las larvas del poliqueto. A su vez, la baja abundancia de predadores y competidores contribuyen con el éxito expansivo de la especie. *F. enigmaticus* tiene un gran impacto directo e indirecto sobre los procesos oceanográficos y ecológicos que ocurren en el ecosistema. Por ejemplo, previene el exceso de materia orgánica y reduce la turbidez de las aguas de la laguna, ya que se alimenta mediante sus apéndices tentaculares filtrando altas concentraciones de fitoplancton del estuario (Bruschetti y col., 2008; Bruschetti y col., 2018), cambia la composición y abundancia de especies de macroalgas que se adhieren en la superficie de sus tubos calcáreos y modifica la abundancia de consumidores que pastorean sobre las macroalgas (Bazterrica y col., 2013; Bazterrica y col., 2020); además, ofrece áreas de alimentación para aves migratorias y áreas de descanso para las aves locales que se posan sobre los arrecifes de *F. enigmaticus* (Bruschetti y col., 2009).

- **Contaminación acústica de ecosistemas acuáticos**

Durante años los océanos del mundo han sido considerados silenciosos, sin embargo, éstos se encuentran lejos de serlo (Wale, 2018). Cada ambiente acuático se encuentra definido por un espectro particular de sonidos. Este conjunto de

señales acústicas que caracterizan un ecosistema acuático determinado se denomina “paisaje acústico” y está compuesto por una combinación de geofonías, biofonías y antropofonías (Pijanowski y col., 2011). Las geofonías son producto de agentes físicos como el viento, las olas y la lluvia; las biofonías son producidas por los distintos animales como mamíferos, peces y crustáceos; y las antropofonías se originan como consecuencia de las actividades del hombre, por ejemplo, el ruido de las embarcaciones a motor, el dragado o las prospecciones sísmicas (Farina, 2014). Debido a que estas categorías de sonidos se encuentran fuertemente ligadas a las características físicas y biológicas del ambiente (Kennedy y col., 2010), su estudio aporta información particular sobre el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Lillis y col., 2014; Kaplan y col., 2015).

Es ampliamente reconocido que tanto los animales marinos vertebrados como invertebrados, utilizan el sonido para la comunicación (ej., mamíferos marinos: Tyack, 1998; langostas: Patek, 2001), orientación dentro de su hábitat (ej., peces; Simpson y col., 2011), detección de depredadores (ej. peces: De Robertis y Handegard, 2013), y adquisición de presas (ej., mamíferos marinos: Gannon y col., 2005), entre otras funciones. A su vez, la estructura del hábitat, que es producto de la complejidad y heterogeneidad de los ambientes, determinan una biofonía característica. La complejidad del hábitat está dada por la abundancia absoluta de los tipos de estructura que lo componen (ej., rocas, valvas, sedimento), y la heterogeneidad por el porcentaje que cada grupo estructural representa (Beck, 2000). De acuerdo a los tipos de estructura y su abundancia relativa, los hábitats pueden definirse como más o menos complejos. Como regla general, los hábitats más complejos poseen una mayor disponibilidad de recursos como refugio y alimento (McCoy y Bell, 1991; Tokeshi y Arakaki, 2012). De acuerdo a esto, las biofonías de un ambiente más estructurado, es decir, con mayor disponibilidad de refugios y diversidad de especies, presentará mayor complejidad que las biofonías de ambientes con menor estructura de hábitat (Ceraulo y col., 2018). Esta relación entre el tipo de hábitat y los componentes del paisaje sonoro constituye a la bioacústica como una herramienta confiable para la evaluación de la biodiversidad y de la salud de los ecosistemas a variadas escalas espaciales y temporales (Seuer y col., 2008) y que resulta de muy baja intervención experimental (Krause y Farina, 2016).

En los últimos 50 años, las actividades antrópicas han producido un importante aumento de la contaminación sonora, y han cambiado los paisajes acústicos de los ecosistemas marinos a nivel mundial (Ross, 2005; Hildebrand, 2009). Así, el sonido antrópico es actualmente considerado un contaminante global. En este sentido, la Organización Mundial de la Salud ha declarado que el sonido antrópico constituye una de las formas más peligrosas de contaminación y se ha vuelto omnipresente dentro de los ecosistemas acuáticos (OMS, 2011). Asimismo, legislaciones internacionales como La Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (CONVEMAR), principal instrumento internacional que regula los espacios marítimos y las actividades que en ellos se realizan, incluye al ruido antrópico dentro de los descriptores cualitativos que determinan un Buen Estado Ambiental (BEA), y establece textualmente que: “la introducción de energía, incluyendo al sonido antrópico, debe ocurrir a niveles que no afecten de forma adversa al medioambiente marino”.

Las principales actividades antrópicas que contribuyen a la contaminación acústica incluyen: sonar militar, desarrollo costero, tránsito marítimo, actividad pesquera, exploración científica, estudios sísmicos, equipos de sonar, explosiones submarinas y construcción en alta mar (Debusschere y col., 2016). Los disturbios generados por este tipo de contaminación afectan los paisajes acústicos acuáticos, principalmente por “enmascaramiento”, es decir, por hacer invisibles las señales sonoras naturales (Clark y col., 2009; Slabbekoorn y col., 2010; Ceraulo y col., 2018) y por dificultar los procesos de comunicación intra e interespecíficos (ej. peces: Simpson y col., 2011; Radford y col., 2010; crustáceos: Wale y col., 2013; mamíferos marinos: Erbe y col., 2016; insectos: Clemens y col., 2017). A su vez, el efecto del sonido antrópico afecta el comportamiento y la fisiología de diversas especies de animales a escalas individual, poblacional y de comunidades (ver Shannon y col., 2016; Kunc y col., 2016).

Dentro de las fuentes de sonido antrópico, el producido por las embarcaciones a motor se destaca por su efecto negativo. El tránsito marítimo ha aumentado significativamente, y las emisiones de sonido representan más del 90% de la energía acústica que el hombre emite en los ambientes acuáticos (Green y col., 1994). La contaminación acústica producida por el tránsito de embarcaciones es constante en el tiempo, lo que produce un efecto sobre amplias áreas e impone

una seria amenaza para las distintas poblaciones de animales (Weilgart, 2007; Panigada y col., 2008; Clark y col., 2009; Slabbekoorn y col., 2010). El enmascaramiento de los sonidos en la comunicación de cetáceos (Papale y col., 2015), el menor rendimiento locomotor y de uso de refugio en langostas (Filiciotto y col., 2016), el menor reclutamiento (Simpson y col., 2016) y éxito reproductivo (Blom y col., 2019) en peces, y menor asentamiento de larvas de corales (Lecchini y col., 2018), constituyen algunos alarmantes ejemplos de los efectos negativos de la contaminación acústica debido al tránsito de embarcaciones a motor.

Adicionalmente, los ambientes costeros presentan un aumento en el riesgo de contaminación sonora dado el crecimiento de las poblaciones y el consecuente aumento de las actividades de embarcaciones comerciales y recreativas (Davenport y Davenport, 2006; Halpern y col., 2008). Entre estos ambientes, los humedales cumplen una importante función, dado que concentran una proporción significativa de biodiversidad, proveen áreas de desove y alimentación de muchas especies, ofrecen servicios ecosistémicos como la provisión de alimentos, regulación de la calidad del agua, prevención de la erosión, producción primaria, actividades educativas, recreación y ecoturismo, entre otras (Bedford y col., 2001; Newton y col., 2014). Dentro de los sistemas de humedales, las lagunas costeras son ambientes particulares que, en relación con las áreas costeras abiertas, están frecuentemente restringidos en espacio en términos de profundidad y extensión, lo que aumenta la intensidad de los sonidos incrementando el nivel de contaminación acústica (Becker y col., 2013).

Los estudios de acústica pasiva, como el monitoreo acústico mediante el uso de hidrófonos, constituyen una línea de investigación incipiente en nuestro país. Para la provincia de Buenos Aires, recientemente, se ha publicado el primer estudio relacionado con el registro sonoro del **delfín común** (*Delphinus delphis*) y sus vocalizaciones en periodos de rehabilitación (Giardino y col., 2019). Además, y concretamente relacionados a la contaminación acústica, se publicaron estudios sobre la identificación de las fuentes de sonido antrópico y sus efectos sobre diversas especies en la laguna costera **Mar Chiquita** (Figura 43; Filiciotto y col., 2018; Ceraulo y col., 2020, 2021; Snitman, 2021; Sal Moyano y col., 2021).

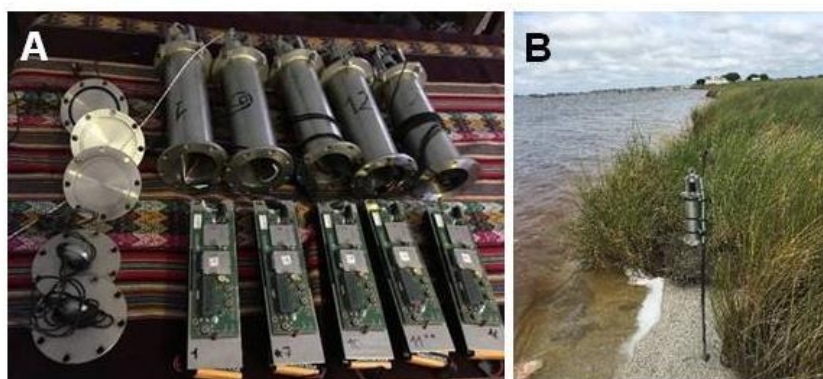


Figura 43: Detalle de hidrófonos (A); hidrófono montado en Mar Chiquita para ser sumergido dentro de la laguna. Fotos: M. P. Sal Moyano

Los estudios realizados en la laguna Mar Chiquita abordaron la caracterización del paisaje acústico de la laguna, e identificaron y cuantificaron las distintas fuentes de sonido biológicas, físicas y antrópicas de embarcaciones a motor (Ceraulo y col., 2020); la evaluación del efecto del sonido antrópico de embarcaciones a motor sobre (1) las vocalizaciones de la corvina negra (Ceraulo y col., 2021), (2) la orientación de larvas y juveniles de diferentes especies de cangrejos de la laguna (Sal Moyano y col., 2021) y (3) sobre parámetros comportamentales y bioquímicos de adultos del cangrejo *N. granulata* (Filiciotto y col., 2018; Snitman, 2021).

El estudio realizado por Ceraulo y col., (2020) caracterizó el paisaje acústico de la laguna mediante grabaciones continuas con hidrófonos autónomos ubicados en distintas zonas de la laguna, desde su desembocadura en el mar hasta unos 12 km hacia el interior de la misma. Estas grabaciones se realizaron en períodos cercanos a 3 días, abarcando el día y la noche, en primavera y en otoño. Los hidrófonos tienen una función similar a la de un micrófono pero con función subacuática, es decir, que registran y graban los sonidos del ambiente acuático circundante a un alcance dado. Los hidrófonos fueron colocados a unos 30 cm del fondo, a profundidades variables de acuerdo a la zona de la laguna, y grabaron en continuo los sonidos emitidos por las distintas fuentes bióticas y abióticas de la laguna. El análisis de la información acústica registrada por los hidrófonos mediante el uso de softwares específicos, mostró que ambas fuentes de sonidos (bióticas y

abióticas) presentan patrones espaciales y temporales característicos. Dentro de los sonidos biológicos, se destacaron los producidos por crustáceos y por la corvina negra. Los sonidos emitidos por crustáceos fueron intensos durante la primavera en la boca de la laguna, lo cual podría estar relacionado con la actividad reproductiva de *C. angulatus*, el cual forma importantes agregaciones durante ese periodo en ese área de la laguna. Los sonidos emitidos por la corvina negra mostraron una clara sincronización temporal; fueron detectados en primavera en horas del atardecer, probablemente producidos por machos, y como forma de cortejo para atraer a las hembras. En relación con los sonidos antrópicos, se reconocieron aquellos producidos por distintos tipos de embarcaciones a motor, los cuales se concentraron y mostraron mayor intensidad durante la primavera en la desembocadura de la laguna en el mar, lo que coincide con la alta actividad antrópica que ocurre en la misma, principalmente durante los meses de calor.

Por otro lado, en el estudio de Ceraulo y col., (2021) se determinó que los sonidos de embarcaciones, tanto pesqueras como de recreación, disminuyen la cantidad de sonidos (llamadas) de la **corvina negra** por unidad de tiempo. Debido a que el estudio fue desarrollado tanto durante la veda del pejerrey como fuera de ella (veda impuesta por Disposición N°89/08 del Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires que prohíbe el uso de embarcaciones para la pesca durante los días de semana, desde el 1 de septiembre hasta el 1 de diciembre, época reproductiva del pejerrey), se desprende que la metodología dispuesta para la veda igualmente puede beneficiar otras especies, ya que el uso de embarcaciones recreativas también afecta negativamente las vocalizaciones con fines reproductivos de la corvina negra. Asimismo, si bien aún no se estudió el efecto del sonido antrópico de embarcaciones sobre las emisiones sonoras de crustáceos, se resalta que los periodos de alta intensidad de ambas señales acústicas (crustáceos y embarcaciones) son coincidentes en tiempo (primavera-verano) y espacio (boca de la laguna), por lo cual podría existir un impacto del sonido antrópico sobre la comunicación sonora de los crustáceos.

Teniendo en cuenta que las señales biológicas afectadas están relacionadas con aspectos clave de la ecología, reproducción, desarrollo y ciclo de vida de las especies involucradas, la contaminación acústica puede tener impactos negativos directos sobre los organismos, afectando la comunicación entre ellos durante el

apareamiento, como en el caso de la corvina negra; las interacciones intraespecíficas, la capacidad de movilidad, o aumentando el estrés en el caso de *N. granulata*; o bien el reclutamiento de nuevas cohortes a la población en el caso de *N. granulata* y *C. angulatus*.

- Contaminación lumínica

La iluminación artificial de la noche es una de las perturbaciones ambientales más importantes ejercidas por el hombre en áreas urbanas, dado que interrumpen los ciclos naturales de luz y oscuridad. Los ciclos naturales de luz (ciclos diarios, estacionales y lunares) son las fluctuaciones ambientales más fuertes y predecibles que los organismos suelen experimentar. Por lo tanto, también se han convertido en las señales ambientales más importantes para los ritmos biológicos, es decir, para los procesos que ocurren en momentos determinados por las condiciones lumínicas. Dichos procesos incluyen desde la expresión genética, procesos metabólicos y fisiológicos hasta las migraciones, la adquisición de alimento o la reproducción (Gaston y col., 2017; Sanders y col., 2021).

La contaminación lumínica adopta muchas formas, como el alumbrado público y la iluminación de la publicidad, los edificios públicos y privados, las casas particulares y los vehículos. Su impacto se intensifica y se extiende a medida que la población humana crece y las infraestructuras asociadas se desarrollan (Gaston y col., 2017). La luz artificial no sólo difiere en intensidad y en el ritmo lumínico con respecto a la luz natural, sino que además cambia la composición espectral bajo la cual los organismos han evolucionado (Davies y col., 2013). Así por ejemplo, los distintos tipos de iluminación pública, como las lámparas de sodio de baja presión (LPS) o las recientes lámparas de sodio de alta presión (HPS), de diodos emisores de luz (LED) y de haluro metálico (MH), emiten diferentes espectros, lo cual puede llevar a impactos ambientales imprevistos, ya que la firma espectral reflejada por los objetos cambia y esa firma es una pista importante que guía una serie de comportamientos animales, como la detección de recursos y la selección de pareja (Davies y col., 2013). Asimismo, la manera en que los organismos responden a la amplia gama de espectros emitidos por las luces artificiales difiere de acuerdo a la especie.

Entre los efectos más conocidos de la contaminación lumínica sobre los organismos y su funcionamiento se destacan: la desorientación de insectos (organismos con fototropismo positivo; Owens y Lewis, 2018), cantos y estrategias de alimentación en aves (Leveau, 2020), desorientación de tortugas en la puesta de huevos (Salmon, 2003), alteraciones de ritmos circadianos (Gaston y col., 2017), alteraciones en la fenología de plantas terrestres (como el momento de floración; Bennie y col., 2016) y efectos sobre interacciones biológicas, como la polinización (Knop y col., 2017), relaciones predador-presa (Sanders y col., 2021) y canibalismo (Nuñez y col., 2021a).

Aunque el uso de la iluminación artificial ha generado preocupación entre los científicos, las nuevas tecnologías en iluminación ofrecen una mayor flexibilidad a la hora de adaptar el horario, la intensidad y la distribución de la potencia espectral de los sistemas de iluminación. Es decir, ofrecen la posibilidad de reducir los impactos ecológicos de la contaminación lumínica y en algunas partes del mundo, incluida Argentina, se están realizando estudios de base y estrategias para reducirlos (Davies y Smith, 2018; Arenas, 2021). Por ello, y debido a la extensión global y la escala geográfica de la influencia de la contaminación lumínica, la diversa gama de especies que están afectadas y el potencial para revertir sus impactos ambientales, se postula que la contaminación lumínica debería ser un nuevo foco de atención en las investigaciones sobre el cambio global (Davies y Smith, 2018).

La distribución global de la iluminación nocturna produce impactos generalizados en los hábitats marinos, de agua dulce y terrestres de todo el mundo. La contaminación lumínica representa un problema particular en los ambientes costeros como playas, lagos, zonas de ribera y estuarios, ya que la presencia humana está mayormente concentrada en estas áreas (Figura 44; Small y Nicholls, 2003). En los últimos años, la atención científica se ha centrado en los efectos biológicos de la contaminación lumínica en los sistemas acuáticos, y da las primeras ideas sobre las posibles influencias en la fisiología y el comportamiento de los microorganismos, invertebrados y vertebrados (Maggi y col., 2020).

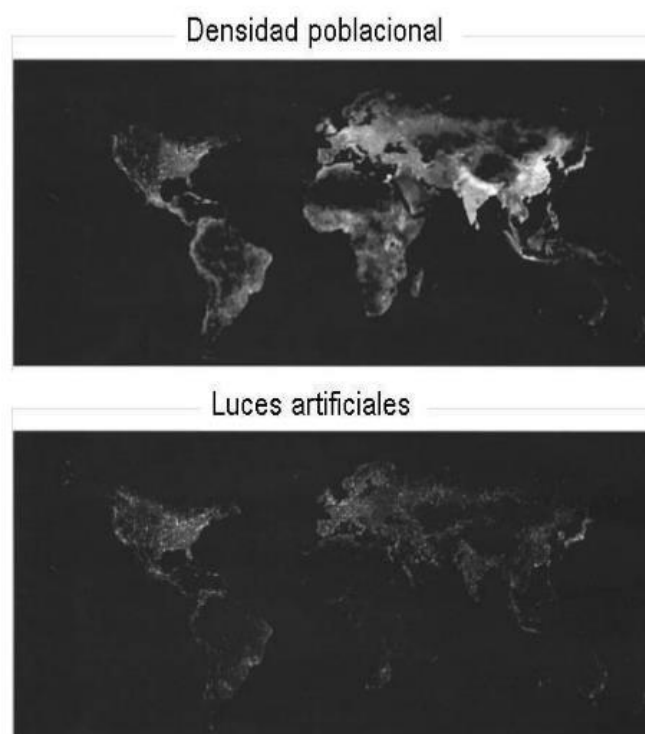


Figura 44. Distribución global de la densidad poblacional (datos de 1990) y luces temporalmente estables entre los años 1994-95. Fuente: Small y Nicholls, 2003. Las zonas más claras indican mayor densidad humana (figura superior) y la mayor iluminación de las regiones del planeta (figura inferior)

En el área que involucra este documento se han realizado investigaciones sobre los efectos de la contaminación lumínica en el comportamiento de **aves urbanas** (Leveau, 2020) y en **cangrejos** cavadores de marismas (Nuñez y col., 2021).

Leveau (2020) estudió los efectos de la luz artificial urbana sobre el comportamiento de la paloma doméstica (*Columba livia f. domestica*), en cuatro grandes ciudades: Buenos Aires, Rosario, Salta y Mar del Plata. Si bien se observaron individuos alimentándose de noche bajo luz artificial en la ciudad de Mar del Plata, los análisis estadísticos en dicho estudio mostraron que la luz artificial nocturna se relacionó positivamente con la actividad de búsqueda de alimento nocturno sólo en Salta y Buenos Aires. Los resultados obtenidos sugieren que la urbanización promovería la actividad nocturna de las palomas y que, además, dicha

actividad nocturna es posible por la luz artificial, la cual probablemente altera el ritmo circadiano de las palomas.

El cangrejo cavador *Neohelice granulata* es considerado una especie clave, ya que debido a sus características como ingeniero ecosistémico es capaz de modular la estructura y la función de los ecosistemas que habita (Gutiérrez y col., 2006; Daleo y col., 2007), y afecta, por ejemplo, diversas características de los ensambles vegetales a través de la actividad de bioturbación y herbivoría (Alberti y col., 2015; Martinetto y col., 2016). La actividad de bioturbación de *N. granulata* en las marismas de Mar Chiquita es una de las más altas reportadas en todo el mundo (Fanjul y col., 2011). Su actividad de construcción y mantenimiento de cuevas aumenta el oxígeno de los sedimentos y, a su vez, la productividad de las plantas y la biomasa (Daleo y col., 2009). En estudios recientes se ha observado que la exposición de estas poblaciones a contaminación lumínica (Figura 45) modifica la abundancia de adultos y la actividad diaria (Nuñez y col., 2021a y b), así como interacciones biológicas (i.e. predación, Nuñez y col., 2021b). Estas modificaciones pueden tener un efecto en cascada muy importante sobre las comunidades acompañantes, debido al rol de *N. granulata* como ingeniero ecosistémico. Por ejemplo, Llopiz y col., (comunicación personal) encontraron que en las poblaciones de dicha especie en Mar Chiquita y en San Antonio Oeste (Provincia de Río Negro), la contaminación lumínica aumenta la abundancia de adultos y genera un fenómeno de “super agregación”. Ésto puede repercutir negativamente en el ambiente, ya que este fenómeno podría aumentar la herbivoría en la zona de las marismas.

Por otro lado, la contaminación lumínica en dichas poblaciones también aumenta la actividad de bioturbación de *N. granulata* (Nuñez y col., 2021b), por lo que podría tener un efecto en cascada sobre la comunidades vegetales, debido a que aumentarían la biomasa y la productividad de las plantas. Por último, en la población de San Antonio Oeste se observó que la contaminación lumínica aumentó el canibalismo sobre los juveniles de *N. granulata* (Nuñez y col., 2021a; Figura 46), afectando de manera negativa la dinámica poblacional. Si bien no se han realizado estudios de canibalismo y contaminación lumínica en poblaciones de la provincia de Buenos Aires, observaciones preliminares de Nuñez como comunicación personal, indicarían que el patrón es similar al reportado para San Antonio Oeste.

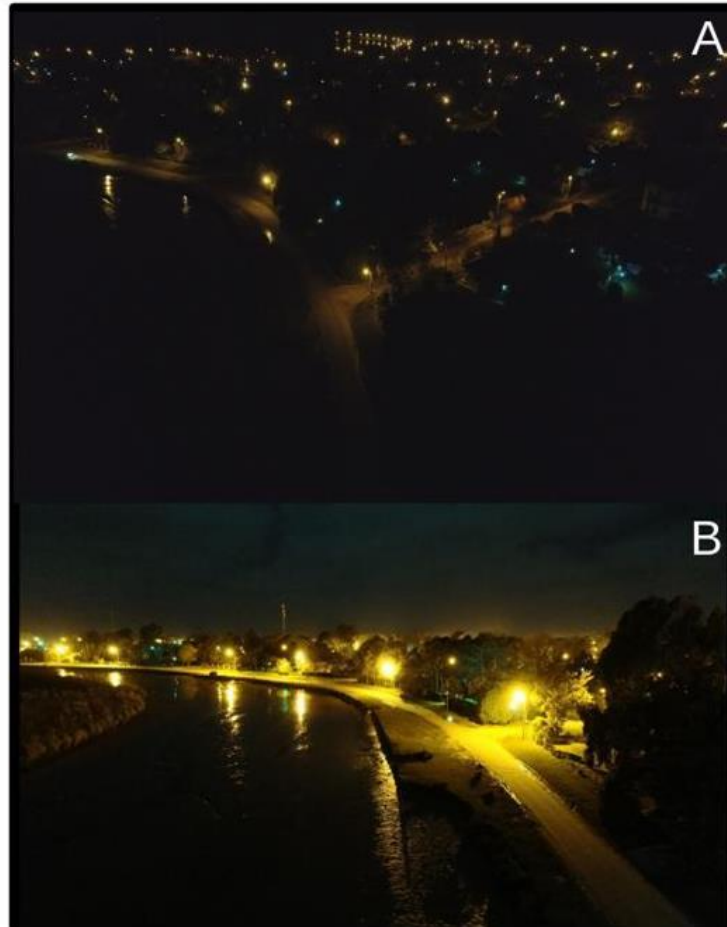


Figura 45: Fotografía aérea de Mar Chiquita de noche (A), detalle de una sección de la costanera (B). Foto: N. Chiaradia



Figura 46: Fotografía de un adulto de *Neohelice granulata* comiendo a un juvenil de la misma especie. Fuente: Nuñez y col., 2021a

4. Marco jurídico

Para abordar el tema de contaminación costera desde la dimensión legal se deben tomar como partida las Cumbres Ambientales celebradas en los años 1972 (Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Ambiente Humano, Estocolmo), 1992 (Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, Río de Janeiro) y 2012 (Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable – Río + 20, Río de Janeiro). Además, se deben analizar los temas plasmados en los diferentes instrumentos internacionales sobre medio ambiente, relacionados con la contaminación costera, y evaluar cuál ha sido el comportamiento de la comunidad Internacional.

De esta forma surge que, en diferentes reuniones y mediante diferentes instrumentos, los países firmantes se comprometen a la protección de sus litorales a través de políticas adecuadas acompañadas de cambios legislativos que ayudan a una efectiva protección.

Asimismo, debe tenerse en cuenta que la reforma de 1994 reconoció la noción de pluralidad de ordenamientos al establecer entre las atribuciones del Congreso (art. 75, inc. 22 Constitución Nacional) el principio según el cual los tratados y concordatos tienen jerarquía superior a las leyes.

De la misma forma, en la reforma del Código Civil que entró en vigor en agosto del año 2015, se introdujo un cambio fundamental al constitucionalizarse el Derecho Privado. En su título preliminar, artículo 1, establece que para aplicar el Código a casos concretos deben ser resueltos según las leyes que resulten aplicables conforme con la Constitución Nacional y los tratados de derechos humanos de los que la Argentina sea parte. Asimismo, en el artículo 2 norma la forma de interpretar el código que, entre diferentes pautas, establece que se deberán tener en cuenta los tratados internacionales sobre derechos humanos.

- Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Ambiente Humano

La primera Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Ambiente Humano se llevó a cabo en junio de 1972 en la ciudad de Estocolmo. Luego de diez días de

debate, los pueblos del mundo plasmaron sus ideas en un documento final llamado Declaración de Estocolmo.

Este documento establece los principios que se deberán seguir para alcanzar un desarrollo sustentable bajo la premisa de que el medio humano, el medio natural y el artificial son fundamentales para los bienes de los seres humanos y el goce de los Derechos Humanos. Asimismo, los estados expresaron su preocupación y denunciaron la existencia de pruebas del daño causado por la acción antrópica, niveles peligrosos de contaminación del agua, el aire, el suelo y los seres vivos, grandes trastornos del “equilibrio ecológico” de la biosfera, destrucción y agotamiento de recursos insustituibles y graves deficiencias nocivas para la salud física, mental y social del ser humano.

Respecto a los mares y océanos declara en su principio 7 que “los estados deberán tomar todas las medidas posibles para impedir la contaminación de los mares por sustancias que puedan poner en peligro la salud del hombre, dañar los recursos vivos y la vida marina, menoscabar las posibilidades de esparcimiento o entorpecer otra utilización legítima del mar”.

- Prevención de la Contaminación Marina por Vertimiento de Desechos y otras materias, del año 1972

La Convención sobre la Prevención de la Contaminación Marina por Vertimiento de Desechos y otras materias del año 1972, regula el vertimiento en el mar de residuos industriales y otros residuos procedentes de buques y aeronaves. Fue ratificada en 1979 por ley 21947. Esta Convención fue revisada a través de un Protocolo en el año 1996.

- Convención de Naciones Unidas sobre Derecho del Mar

En 1982 se firma una convención importantísima que sienta las bases jurídicas para la defensa del mar: la Convención de Naciones Unidas sobre Derecho del Mar.

Por Ley 24543 de 1995 se aprueba esta convención, adoptada por la Tercera Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar y el Acuerdo Relativo a la Aplicación de la Parte XI de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar del 30 de abril de 1982 y el 28 de julio de 1994, respectivamente. Esta convención es una regulación integral que abarca la protección y el desarrollo sostenible del medio marino, y establece los derechos y las obligaciones de los estados para llevar a cabo su finalidad en un ámbito de comprensión y cooperación mutua. Los países son conscientes de que los problemas de los espacios marinos están estrechamente relacionados entre sí y deben considerarse en conjunto. Asimismo, define el régimen jurídico del mar territorial, de su espacio aéreo, de su lecho y subsuelo, y determina la anchura del mar territorial en 12 millas marinas medidas a partir de las líneas de base determinadas en esta convención.

-Plan de Implementación de Johannesburgo

Otro instrumento para destacar es el Plan de Implementación de Johannesburgo del año 2002. Este plan en su capítulo IV titulado “Sobre Protección y Gestión de la base de Recursos Naturales para el desarrollo económico y social”, resalta la necesidad de proteger los océanos y mares utilizando de forma sostenible los recursos.

- Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación de Buques

El Convenio MARPOL tiene origen en la Conferencia Internacional sobre Contaminación del Mar de 1973, organizada por la Organización Marítima Internacional. En esta conferencia se aprobó el Convenio Internacional para prevenir la Contaminación por Buques. Este instrumento fue modificado mediante un Protocolo aprobado por la Conferencia Internacional sobre Seguridad de los Buques Tanques y Prevención de la Contaminación en el año 1978. Por eso a este Convenio, con su modificación posterior, se lo conoce como MARPOL 73/78. Nuestro país lo aprobó el 3/6/92 mediante la Ley 24089. El 31/8/93 se depositó el documento de ratificación ante la Organización Marítima Internacional, comenzando a ser parte efectiva del Convenio a partir del 1/12/93.

- Convenio Internacional para la Seguridad de la vida humana por accidentes de buques

En 1978 se adoptó la versión original del Convenio Internacional para la Seguridad de la vida humana por accidentes de buque. Este convenio sufrió varias modificaciones (1929,1948,1960) y, en 1973, se amplía el Convenio relativo a la intervención en Alta Mar en casos de Accidentes que causen una Contaminación por Hidrocarburos. Esta ampliación se hace a través de un protocolo, por necesidad de extender la convención a otras sustancias que no sean petróleo. Este protocolo tuvo varias enmiendas relacionadas con la revisión de la lista de sustancias. Nuestro país aprobó este convenio por la Ley 22079, y fue reglamentado en cuanto al transporte de cargas peligrosas mediante el Decreto 502/89.

- Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo

La Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, se llevó a cabo en la ciudad de Río de Janeiro en 1992. Esta conferencia tiene dos documentos de gran importancia, la Declaración de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo y la llamada Agenda 21 que establece una serie de acciones y determinaciones coordinadas y planificadas para la protección del Medio Ambiente.

- Agenda 21

Respecto a la protección de los mares y océanos, tiene un capítulo especial titulado: "Protección de los océanos y de los mares de todo tipo, incluidos los mares cerrados y semicerrados, y de las zonas costeras, y protección, utilización racional y desarrollo de sus recursos vivos".

Este capítulo define cuál es la zona a proteger, enfatiza las disposiciones que se establecen en la Convención de las Naciones Unidas sobre el derecho del Mar, establece los derechos y obligaciones de los Estados y proporciona la base internacional para la defensa de este recurso. Para una mayor eficiencia se divide en áreas: A) Ordenación integrada y desarrollo sostenible de las zonas costeras y las zonas marinas, entre ellas las zonas económicas exclusivas; B) Protección del

medio marino; C) Aprovechamiento sostenible y conservación de los recursos marinos vivos sujetos a la jurisdicción nacional; D) Solución de las principales incertidumbres que se plantean respecto de la ordenación del medio marino y el cambio climático; E) Fortalecimiento de la cooperación internacional y de la cooperación y la coordinación regionales; F) Desarrollo sostenible de las islas pequeñas.

Un aspecto considerado importante es el aumento por parte de los estados de la capacidad de reunir, evaluar y emplear información para la utilización sostenible de los recursos. Se prevén mecanismos de consulta al sector académico y al sector privado, como así también a las comunidades locales, organizaciones no gubernamentales y grupos de usuarios de los recursos.

- Acciones internacionales

Principales acciones realizadas por los estados a nivel internacional luego de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo.

- Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático de 1992

Este convenio, ratificado por Argentina mediante la ley 24295, establece los compromisos, las obligaciones y responsabilidades específicas para cada parte firmante, con el fin de tratar las causas y los efectos del cambio climático. De esta manera, los Estados se comprometen a preparar inventarios nacionales, establecer estrategias para adaptarse a los impactos del cambio climático y medidas para mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero.

- Protocolo de Kioto

El protocolo de Kioto fue inicialmente adoptado el 11 de diciembre de 1997 en Kioto (Japón), pero entró en vigor recién el 16 de febrero de 2005. Argentina es parte desde julio de 2001, año en el cual lo ratificó a través de la Ley Nacional 25438. Este acuerdo legal es vinculante para los estados parte. De esta manera, establece metas para que los países industrializados reduzcan sus emisiones colectivas de gases que producen el efecto invernadero.

- Programa de Acción Mundial para la Protección del Medio Marino frente a las actividades realizadas en Tierra

Sobre el Programa de Acción Mundial para la Protección del Medio Marino frente a las actividades realizadas en Tierra “el PAM” del año 1995, cabe destacar que desarrolló los capítulos 17 sobre Protección de los océanos y de los mares de todo tipo, incluidos los mares cerrados y semicerrados, y de las zonas costeras, y protección, utilización racional y desarrollo de sus recursos vivos, el capítulo 33 sobre Recursos y mecanismos de financiación y el capítulo 34 sobre Transferencia de tecnología ecológicamente racional, cooperación y aumento de la capacidad de la Agenda 21 y las directrices de Montreal sobre la Protección del Medio Marino contra la Contaminación de Fuentes Terrestres del año 1985.

- Convenio Internacional sobre Cooperación, Preparación y Lucha contra la Contaminación por Hidrocarburos

Asimismo, en la ciudad de Londres en 1990 se firmó el Convenio Internacional sobre Cooperación, Preparación y lucha contra la Contaminación por Hidrocarburos. En 2002 se adoptó su protocolo sobre Cooperación, Preparación y Lucha contra la Contaminación por Sustancias Nocivas y Potencialmente Peligrosas. Este Protocolo protege a la zona marina de toda sustancia distinta al hidrocarburo, cuya introducción en el medio marino pueda ocasionar riesgo para la salud humana, para los recursos vivos y para la flora y fauna marina.

- Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas

Si bien la Convención sobre Humedales (Ramsar, Irán, 1971) ratifica por la Argentina mediante Ley Nacional N° 23919, es un Tratado intergubernamental que se firmó en 1991, queda aquí incluido porque en 1997 se designa como sitio Ramsar a la Bahía Samborombón (provincia de Buenos Aires). Actualmente se encuentran en debate varios proyectos de ley para sancionar una Ley Nacional de Presupuestos Mínimos de Protección de estos sitios y una ley en la Provincia de Buenos Aires.

- Conferencia de Naciones Unidas sobre Desarrollo Sustentable (Río + 20)

Esta última cumbre se llevó a cabo en la ciudad de Río de Janeiro en junio de 2012. En esta conferencia los líderes mundiales, junto al sector privado, las ONG y otros grupos se unieron para buscar soluciones y reducir la pobreza, fomentar la equidad social y garantizar la protección del Medio Ambiente.

Los temas principales fueron: cómo construir una economía ecológica para lograr el desarrollo sostenible, erradicar la pobreza y mejorar la coordinación internacional para el desarrollo sostenible. Asimismo, se subraya que el documento final reconoce que los mares y las zonas costeras constituyen un componente integrado y esencial de nuestro ecosistema, y establece como marco jurídico la Convención de Naciones Unidas sobre Derecho del Mar.

Entre varios compromisos que asumen los países se destaca el de tomar medidas para reducir la incidencia y los efectos de la contaminación marina, la aplicación de los convenios pertinentes adoptados en el marco de la Organización Marítima Internacional y el Programa de Acción Mundial para la protección del Medio Marino frente a las actividades realizadas en tierra.

- Normativa Nacional

- Constitución Nacional

- Artículo 41 de la Constitución Nacional

La ley fundamental, en su artículo 41, instituye el derecho a “un ambiente sano, equilibrado, apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras”. De este modo se consagra el principio de equidad intergeneracional con jerarquía constitucional.

Esta norma es fundamental, porque en primer lugar le brinda al ambiente la máxima protección que puede tener un bien jurídico dentro de un plexo normativo. En segundo lugar, crea un sistema de protección ambiental. De esta forma, determina entre otras cosas un derecho y un deber. Establece el derecho a un ambiente sano y a su vez la obligación de protegerlo. Para ello le brinda al ciudadano herramientas: el acceso a la educación ambiental, a la información ambiental y el acceso a la justicia.

- Ley de General del Ambiente, número 25675

Luego de la reforma de 1994, que introdujo el artículo 41 en cumplimiento de la manda constitucional, se comienzan a sancionar las leyes de presupuestos mínimos. En 2002 se sanciona la Ley General del Ambiente, que establece “los presupuestos mínimos para el logro de una gestión sustentable y adecuada del ambiente, la preservación y protección de la diversidad biológica y la implementación del desarrollo sustentable”, tres principios directamente relacionados con la prevención, reparación o resarcimiento en caso de contaminación.

- Principio de prevención

El principio de prevención refiere a que las causas y las fuentes de los problemas ambientales se atenderán de forma prioritaria, y que deben prevenirse

aquellos efectos que se clasifiquen como negativos, evitando que se produzca un daño en el ambiente.

- Principio Precautorio

El principio precautorio se aplica cuando existe una ausencia de información o certeza científica de cuáles serán las consecuencias al realizar una acción en el ambiente, es decir, los efectos son desconocidos e imprevisibles. De esta forma, se presume que puede haber un peligro grave o irreversible, y la norma obliga a adoptar medidas eficaces para evitar la degradación ambiental.

- Principio de responsabilidad

El principio de responsabilidad tiene por objeto obligar al generador de efectos degradantes del ambiente a responder por los costos, primero de recomposición del ambiente, y si esto no es posible, al pago de una indemnización por daño ambiental.

- Ley 24051 y 25612 sobre Residuos

Otro tema a considerar es la gestión de residuos peligrosos. Para ello, hay que conjugar dos normas, la ley 24051 y la Ley 25612 de Gestión integral de los Residuos Industriales y de Actividades de servicios.

La primera, a pesar de haber sido sancionada en 1991 es una norma en rigor ambientalista con intención de preservación. Sin embargo, el avance de las nuevas tecnologías nos indica la necesidad de una ley más amplia y flexible (Nonna, 2011). La segunda es una ley de presupuestos mínimos que, como tal, se aplica en todo el territorio de la República Argentina que fue sancionada en 2002. Ambas normas establecen penas al que contaminare al ambiente, tanto por dolo o por negligencia. Es decir que la acción penada es determinada por la 24051 como “el que, utilizando los residuos (...) envenenare, adulterare o contaminare de un modo peligroso para la salud, el suelo, el agua, la atmósfera o el ambiente en general”. Estas penas se agravan cuando afectan la salud o producen la muerte de una persona.

De esta forma la ley 25612 la delimita el que, “utilizando residuos industriales y de actividades de servicio, adulterare o contaminare el agua, el suelo, la atmósfera, o poniendo en riesgo la calidad de vida de la población, los seres vivos en general, la diversidad biológica o los sistemas ecológicos”. En este caso se agrava cuando se producen en el contexto de un hecho la muerte de alguna persona o extinción de una especie de ser vivo.

- Ley 25688 Régimen de Gestión Ambiental de Aguas

La ley de Gestión Ambiental de aguas, sancionada en el año 2002, establece los presupuestos mínimos ambientales para la preservación de las aguas, su aprovechamiento y uso racional.

- Normativa Provincial

- Constitución de la Provincia de Buenos Aires

El Artículo 28 determina el derecho a un ambiente sano, establece los lineamientos para la preservación, recuperación y conservación del Medio Ambiente. Para esto instituye el derecho a gozar de un ambiente sano, el deber de conservarlo para las generaciones presentes y futuras. Establece el dominio exclusivo de los recursos naturales. Prohíbe el ingreso al territorio de residuos tóxicos o radiactivos. Garantiza el derecho a la información y participación en materia ambiental. Asegura políticas de conservación y recuperación de la calidad del agua, aire y suelo. Por último, consagra el principio de precaución en acciones que puedan degradar el ambiente.

- Ley Ambiental de la Provincia de Buenos Aires, 11723

Por su parte la ley 11723 de Protección, Conservación, Mejoramiento y Restauración de Los Recursos Naturales y del Ambiente en General tiene como finalidad “preservar la vida en su sentido más amplio, asegurando a las generaciones presentes y futuras la conservación de la calidad ambiental y la

diversidad biológica”. También establece el derecho a la información, y en su artículo 6 obliga al Estado a fiscalizar las acciones antrópicas que pueden producir daño al ambiente tanto por acción como por omisión. El artículo 5, por su parte, norma la planificación del crecimiento urbano e industrial, aspectos que regirían los ordenamientos territoriales de las zonas costeras.

- Código de Aguas

El Código de Agua (Ley n° 12.257/99) tiene como objeto formular políticas sobre el recurso agua, establecer un régimen de protección, conservación y manejo en el ámbito provincial. Entre varias disposiciones sobre contaminación, en su artículo 103 la define como: “el efecto de introducir materias en cualquier estado físico o formas de energía, de modo directo, que puedan degradar, física, química o biológicamente al recurso hídrico o al medio ambiente ligado al mismo.

Son contaminaciones indirectas las que pueden provocar un perjuicio diferido en el tiempo, como las provenientes de actividades domésticas, disposición de basura, agroquímicos, residuos y vertidos industriales, mineros, o de cualquier otro tipo, inclusive los aéreos.

- Ley 10907 de Reservas Naturales

Otro tema de suma importancia es la protección de la biodiversidad y los paisajes naturales costeros libres de contaminación y la existencia de un sistema de protección de áreas protegidas. Éstas son áreas de importancia biológica o con rasgos geológicos relevantes. En la provincia de Buenos Aires la ley 10907 del año 1990 de Reservas Naturales, las define como “áreas de la superficie y/o del subsuelo terrestre y/o cuerpos de agua existentes en la Provincia que, por razones de interés general, especialmente de orden científico, económico, estético o educativo deban sustraerse de la libre intervención humana, a fin de asegurar la existencia a perpetuidad de uno o más elementos naturales o la naturaleza en su conjunto, por lo cual se declara de interés público su protección y conservación”.

- Decreto 3202/2006

Esta norma determina presupuestos mínimos a fin de proteger las zonas costeras, teniendo principal cuidado en que las múltiples actividades llevadas a cabo en las costas no afecten, ni amenacen su frágil equilibrio. Los organismos con competencia en la aplicación de normas ambientales y de proyectos urbanísticos deberán verificar la adhesión municipal por ordenanza específica. Asimismo, cada organismo competente provincial deberá verificar para su aprobación si los proyectos cumplen con los presupuestos mínimos adoptados por el Municipio.

Es importante resaltar que en los casos de construcción se debe contar con servicios de provisión de agua potable y desagües cloacales por red pública, con planta de tratamiento y descarga de líquidos en forma segura. Aunque es una norma interesante con objetivos positivos, no se ajusta al esquema establecido desde la Constitución Nacional, ya que no es posible que el Poder Ejecutivo establezca un ordenamiento ambiental del territorio costero y que cree servidumbres a través de un decreto, traspasando sus competencias. Para ésto es necesario una ley del Poder Legislativo que plasme estos presupuestos mínimos, que luego serán reglamentados de ser necesarios por el Poder Ejecutivo. De esta manera, no sería necesaria la adhesión de los municipios, ya que por el principio de congruencia plasmado en el artículo 4 de la Ley General del Ambiente, deberían en sus ordenanzas municipales receptar sus postulados o mejorarlos.

Otro aspecto criticable a la norma es que no es correcto que sea una norma de presupuestos mínimos, ya que el legislador en el artículo 41 de la Constitución Nacional ordena a la Nación el dictado de las leyes de presupuestos mínimos y a las provincias a completarlos, siempre refiriéndonos al Poder Legislativo.

5. Consideraciones finales

Como resultado del análisis de la bibliografía revisada para la elaboración de este informe surge que, si bien la misma puede ser considerada abundante, también resulta claro y evidente que hay vacíos de información, en lo referente a contaminación de áreas marino-costeras. La información está fragmentada, existen numerosos estudios en unas pocas zonas y localidades, y escasez en gran parte de la línea marino-costera bonaerense revisada para el presente informe (Figura 46).

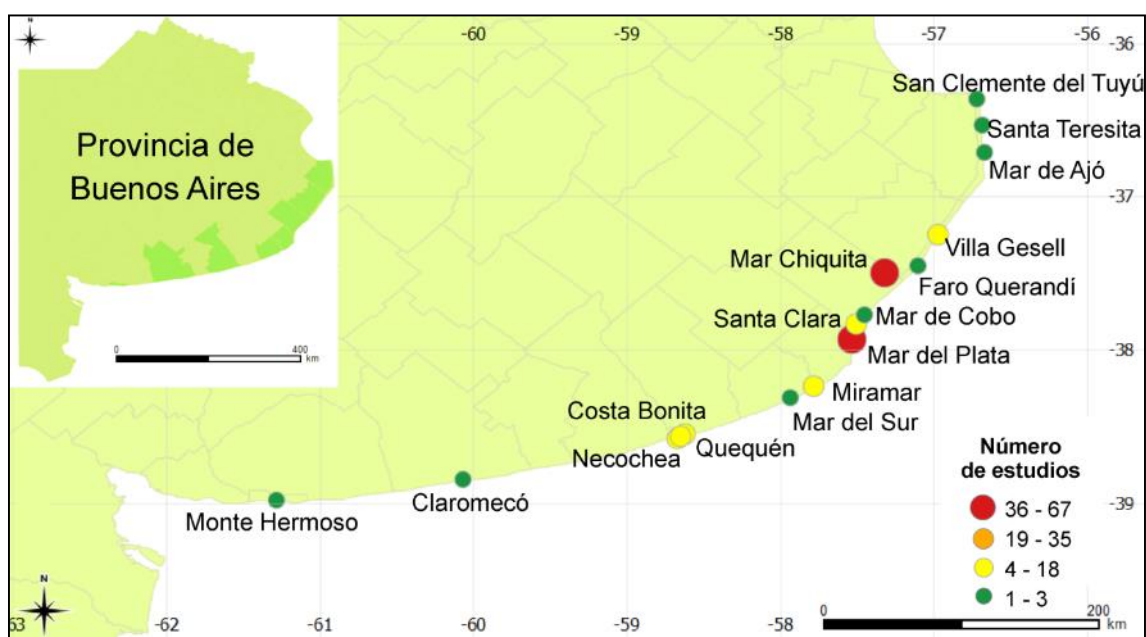


Figura 46: Distribución y abundancia de trabajos científicos sobre contaminación marino-costera en el área de estudio abordada. Fuente: E. N. Llanos

Los puertos resultan lugares receptores y de circulación de contaminantes químicos (hidrocarburos, metales traza, compuestos orgánicos), residuos antropogénicos, así como de contaminantes biológicos, como las especies exóticas e invasoras, cuya introducción se asocia con el tránsito marítimo.

Los efluentes cloacales se asocian a procesos de enriquecimiento por materia orgánica de las aguas costeras marinas, lo que puede resultar en una disminución de la biodiversidad bentónica, con predominio de especies que tienen

afinidad y/o tolerancia por estas condiciones ambientales. Asimismo, estos efluentes pueden aportar bacterias de origen fecal al cuerpo receptor.

Las descargas pluviales o de arroyos que atraviesan tierras de uso agrícola, ganadero, urbano o industrial, pueden ser fuentes de contaminantes diversos como químicos (hidrocarburos), biológicos (de origen fecal como bacterias y parásitos) y residuos sólidos en general, que pueden afectar la calidad ambiental de las playas como espacios recreativos y potencialmente también la salud de las personas.

El uso agrícola y ganadero de los suelos, y el drenaje continental de los sistemas terrestres adyacentes a lagunas y arroyos resultan ser la fuente más importante de nutrientes en los ecosistemas acuáticos. De tal modo, el continente es la principal fuente de ingreso de nutrientes inorgánicos a la zona costera. Diferentes procesos, tanto naturales como antrópicos, contribuyen a la carga de nutrientes en los ambientes dulceacuícolas y marino-costeros. El clima y su variabilidad (principalmente las precipitaciones), condicionan la distribución de nutrientes en los ambientes acuáticos. Asimismo, se destacan los ríos y arroyos como los principales medios por los cuales los contaminantes orgánicos persistentes llegan a las áreas marina-costeras y a su biota, y se destaca su origen terrestre de la actividad agrícola por sobre la industrial en la zona de estudio.

Si bien algunas investigaciones mostraron valores de ciertos metales en tejidos/órganos que exceden los recomendados por normativas extranjeras merece considerarse que en nuestro país, y debido al escaso consumo de pescado y mariscos, los valores hallados en las investigaciones no implican efectos perjudiciales sobre la salud humana. Esto se debe a que un bajo consumo implica una baja exposición a metales a través del alimento. Además, los estudios mostraron la existencia de procesos de bioacumulación y biomagnificación en algunas de las zonas analizadas.

En relación con la contaminación acústica y lumínica, en tanto procesos emergentes, resulta prioritario establecer planes de protección de áreas costeras, específicamente en lo que concierne a la conservación y el desarrollo de planes de manejo y uso sostenible. Esta sería una estrategia pionera, que permitiría sentar las líneas de base previamente al avance de la urbanización en la línea de costa.

La contaminación es sólo una de las tantas presiones que, como especie biológica, generamos en el planeta. Es una realidad que como humanidad hemos causado. No obstante, la naturaleza humana es la fuente fundamental de búsqueda y soluciones a los problemas que ocasiona la contaminación. Está en nosotros cambiar el rumbo.

6. Referencias bibliográficas

- Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A.A., Ibraheem, I.B.M., 2012. Microalgae and wastewater treatment. *Saudi J. Biol. Sci.* 19, 257–275.
- Adame, M.F., Virdis, B., Lovelock, C.E., 2010. Effect of geomorphological setting and rainfall on nutrient exchange in mangroves during tidal inundation. *Mar. Freshwater Res.* 61, 1197–1206.
- Aguilar-Rosas, R., Aguilar-Rosas, L.E., Avila-Serrano, G., Marcos-Ramírez, R., 2004. First record of *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Laminariales, Phaeophyta) on the Pacific coast of Mexico. *Botanica Marina* 47, 255–258.
- Albano, M.J., 2012. Patrones de distribución y abundancia de invertebrados bentónicos exóticos en áreas naturales y portuarias de la provincia de Buenos Aires, Argentina. (Tesis Doctoral). Facultad de Cs. Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata.
- Albano, M.J., da Cunha Lana, P., Bremec, C., Elías, R., Martins, C.C., Venturini, N., Muniz, P., Rivero, S., Vallarino, E.A., Obenat, S., 2013. Macrobenthos and multi-molecular markers as indicators of environmental contamination in a South American port (Mar del Plata, Southwest Atlantic). *Mar. Poll. Bull.* 73, 102–114.
- Albano, M.J., Obenat, S.M., 2019. Fouling assemblages of native, non-indigenous and cryptogenic species on artificial structures, depths and temporal variation. *J. Sea Res.* 144, 1–15.
- Albert, L.A., 2015. Capítulo 4. Contaminación Ambiental origen, clases, fuentes y efectos. En: Albert, Lilia América y Marisa Jacott. 2015. México tóxico: emergencias químicas. México, D.F: Siglo XXI Editores. 310 pp.
- Alberti, J., Daleo, P., Fanjul, E., Escapa, M., Botto, F., Iribarne, O., 2015. Can a Single Species Challenge Paradigms of Salt Marsh Functioning? *Estuar. Coasts* 38, 1178–1188.
- Alfayate Blanco, J.M., González Delgado, M.N., Orozco Barrenetxea, C., Pérez Serrano, A., Rodríguez Vidal, F.J., 2004. Contaminación Ambiental. Una visión desde la química. Editorial Paraninfo, Madrid, España.
- Amor, A., López Armengol, M.F., Iñiguez Rodriguez, A.M., Traversa, L.P. 1991. Intertidal endolithic fauna and it's relationship to the mineralogical, physical and chemical characteristics of the substrate. *Mar. Biol.* 111, 271–280.
- Amuchástegui, G., di Franco, L., Feijoo, C.J., 2016. Catchment morphometric characteristics, land use and water chemistry in Pampean streams: a regional approach. *Hydrobiologia* 767 (1), 65–79.
- Andresiuk, D.M.V., Rodríguez, F., Denegri, G.M., Sardella, N.H., 2004. Relevamiento de parásitos zoonóticos en materia fecal canina y su importancia para la salud de los niños. *Arch. Argent. Pediatr.* 102, 325–330.
- Andresiuk, M.V., Denegri, G.M., Esardella, N.H., Hollmann, P., 2003. Encuesta coproparasitológico canina realizado en plazas públicas de la ciudad de Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. *Parasitol. Latinoam.* 58.
- Anton, A., Geraldí, N.R., Lovelock, C.E., Apostolaki, E.T., Bennett, S., Cebrian, J., Krause-Jensen, D., Marbà, N., Martinetto, P., Pandolfi, J.M., Santana-Garcon, J., Duarte, C.M., 2019. Global ecological impacts of marine exotic species. *Nat Ecol Evol* 3, 787–800.
- 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.
- Arenas, G., 2021. ¿Como cuidar la salud visual de una ciudad? CCT- Conicet Mar del Plata <https://mardelplata-conicet.gob.ar/como-cuidar-la-salud-visual-de-una-ciudad/>.
- Arias, A., Ronda, A., Gómez, N., Pazos, R., Amalvy, J., Dimauro, R., Ondarza, P.,

- Miglioranza, K., Marcovecchio, J., 2020. El impacto de los desechos plásticos y los microplásticos en la costa bonaerense, in: *Residuos Plásticos En Argentina: Su Impacto Ambiental y En El Desafío de La Economía Circular*. ANCEFN, Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- 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.
- Barragán Muñoz, J.M., 1994. Ordenación, planificación y gestión del espacio litoral. Oikos-tau, Barcelona, España.
- Barragán Muñoz, J.M., 1997. Medio ambiente y desarrollo en las áreas litorales. Guía práctica para la planificación y gestión integradas. Oikos-tau, Barcelona, España.
- Barragán Muñoz, J.M., 2006. Medio ambiente y desarrollo en áreas litorales. Introducción a la planificación y gestión integradas. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Cádiz. Cádiz. 2ª reimpresión.
- Barragán, J.M., Dadon, J.R., Matteucci, S.D., Morillo, J.H., Baxendale, C. Rodríguez, A., 2003. Preliminary basis for an integrated management program for the coastal zone of Argentina. *Coast. Manag.* 31, 55-77.
- Barral, M.P., Maceira, N.O., 2012. Land-use planning based on ecosystem service assessment: a case study in the Southeast Pampas of Argentina. *Agric. Ecosystem. Environ.* 154, 34-43.
- Bashkin, V.N., 2002. Biogeochemical cycling of trace elements. En: *Modern biogeochemistry*. Kluwer Academic Publ., The Netherlands, pp 161-197.
- Bazterrica, M.C., Alvarez, M.F., Bruschetti, C.M., Hidalgo, F.J., Fanjul, M.E., Iribarne, O., Botto, F., 2013. Factors controlling macroalgae assemblages in a Southwest Atlantic coastal lagoon modified by an invading reef forming polychaete. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 443, 169-177.
- Bazterrica, M.C., Barón, P.J., Álvarez, G., Obenat, S.M., 2020. Effects of *Ficopomatus enigmaticus* ecosystem-engineered habitat structure on population parameters of the amphipod *Melita palmata*: A NIS-NIS interaction study. *Mar. Ecol.* 41 (3), 1-21.
- Becherucci, M.E., 2016. Macroalgas intermareales como indicadores biológicos de enriquecimiento orgánico a diferentes escalas espaciales en Mar del Plata, provincia de Buenos Aires (Tesis Doctoral). Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata.
- Becherucci, M.E., Benavides, H., 2016. Composición florística de arribazones de algas marinas en playas del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Iheringia Ser. Bot.* 71, 22-26.
- Becherucci, M.E., Benavides, H., Vallarino, E.A., 2014. Effect of taxonomic aggregation in macroalgae assemblages in a rocky shore of Mar del Plata, Argentina, Southwest Atlantic Ocean. *Thalassas* 30,9-20.
- Becherucci, M.E., Jaubet, M.L., Saracho Bottero, M.A., Llanos, E.N., Elías, R., Garaffo, G.V., 2018. Rapid sewage pollution assessment by means of the coverage of epilithic taxa in a coastal area in the SW Atlantic. *Sci. Total Environ.* 628-629, 826-834.
- Becherucci, M.E., Llanos, E.N., Garaffo, G.V., Vallarino, E.A., 2016b. Succession in an intertidal benthic community affected by untreated sewage effluent: A case of study in the SW Atlantic shore. *Mar. Poll. Bull.* 109, 95-103.
- Becherucci, M.E., Rosenthal, A.F., Seco Pon, J.P., 2017. Marine debris in beaches of the Southwestern Atlantic: An assessment of their abundance and mass at different spatial scales in northern coastal Argentina. *Mar. Poll. Bull.* 119, 299-306.
- Becherucci, M.E., Seco Pon, J.P., 2014. What's left behind when the lights go off? Comparing the abundance and composition of litter in urban areas with different intensity of nightlife use in Mar del Plata, Argentina. *Waste Manag.* 34, 1351-1355.
- Becherucci, Maria Eugenia, Santiago, L., Benavides, H.R., Vallarino, E.A., 2016a. Assessing sewage impact in a South-West Atlantic rocky shore intertidal algal community. *Mar. Poll. Bull.* 106, 388-394.

- Beck, M.W., 2000. Separating the elements of habitat structure: Independent effects of habitat complexity and structural components on rocky intertidal gastropods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 249, 29–49.
- Becker, A., Whitfiel, A.K., Cowley, P.D., Järnegren, J., Næsje, T.F., 2013. Does boat traffic cause displacement of fish in estuaries? *Mar. Poll. Bull.* 75, 168–173.
- Bedford, B.L., Walbridge, M.R., Aldous, A., 2001. Wetland ecosystems. En: Levin, S.A. (Ed.) *Encyclopedia of biodiversity*. Volume V: 781–804.
- 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. Environ. Contam. Toxicol.* 55, 78–85.
- Beltrame, M.O., De Marco, S.G., Marcovecchio, J.E., 2009. Dissolved and particulate heavy metals distribution and regulation in coastal lagoons. A case study from Mar Chiquita Lagoon, Argentina. *Est. Coast. Shelf Sci.* 85, 45–56.
- Bennie, J., Davies, T.W., Cruse, D., Gaston, K.J., 2016. Ecological effects of artificial light at night on wild plants. *J. Ecol.* 104, 611–620.
- Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M., 2015. *Marine anthropogenic litter*. Springer International Publishing. 456 pp.
- Berón, M.P., 2009. Ecología trófica de la Gaviota de Olrog (*Larus atlanticus*) en ambientes naturales y antropizados del este y sudeste bonaerense. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata.
- Berón, M.P., Favero, M., 2009. Mortality and injuries of Olrog's Gull *Larus atlanticus* individuals associated with sport fishing activities in Mar Chiquita Coastal Lagoon, Buenos Aires Province. *El Hornero* 24, 99–102.
- Blom, E.L., Kvarnemo, C., Dekhla, I., Schöld, S., Andersson, M.H., Svensson, O., Amorim, M.C.P., 2019. Continuous but not intermittent noise has a negative impact on mating success in a marine fish with paternal care. *Sci. Rep.* 9, 5494.
- Boraso, A., Akselman, R., 2005. *Anotrichium furcellatum* (Ceramiaceae, Rhodophyta) en Argentina. Una posible especie invasora. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 40, 207–213.
- Botello, A.V., Villanueva-Fragoso, S., 2010. Introducción, p. 1–14. En: A.V. Botello, S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez, y J.L. Rojas Galaviz (eds.). *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático*. Semarnat-INE, UNAM-ICMyL, Universidad Autónoma de Campeche. 514 p.
- Botsou, F., Karageorgis, A.P., Paraskevopoulou, V., Dassenakis, M., Scoullos, M., 2019. Critical processes of trace metals mobility in transitional waters: Implications from the remote, Antinioti Lagoon, Corfu Island, Greece. *J. Mar. Sci. Eng.* 7, 307–332.
- Botté, S., Marcovecchio J., Fernández-Severini M., Negrin V. Botté, S. E., Marcovecchio, J. E., Fernández Severini, M. D., Negrin, V. L., Panebianco, M. V., Simonetti, P., ... & Delucchi, F. (2013). Ciclo de metales pesados. *Procesos Químicos en Estuarios, Bahía Blanca*, 227–258.
- Botté, S., Freije, H., Marcovecchio, J.E., 2010. Distribution of Several Heavy Metals in Tidal Flats sediments within Bahía Blanca Estuary (Argentina). *Water, Air, & Soil Pollution* volume 210, pages371–388.
- Bourdouesque, C.F., Gerbal, M., Knoepffer-Péguy, M., 1985. L'algue japonaise *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) en Méditerranée. *Phycologia* 24, 264–266.
- Bouwman, A.F., Bierkens, M.F.P., Griffioen, J., Hefting, M.M., Middelburg, J.J., Middelkoop, H., Slomp, C.P., 2013. Nutrient dynamics, transfer and retention along the aquatic continuum from land to ocean: towards integration of ecological and biogeochemical models. *Biogeosciences* 10, 1–23.
- Brandão, J., Rosado, C., Silva, C., Alves, C., Almeida, C., Carrola, C., Veríssimo, C., Noronha, G., Parada, H., Falcão, L., Barroso, M., Rodrigues, R., Sabino, R., Rosado, L., 2007. *Monitorização da qualidade das areias em zonas balneares*, Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge. ed. Lisboa.

- Brodie, J.E., Kroon, F.J., Schaffelke, B., Wolanski, E.C., Lewis, S.E., Devlin, M.J., Bohnet, I.C., Bainbridge, Z.T., Waterhouse, J., Davis, A.M., 2012. Terrestrial pollutant runoff to the Great Barrier Reef: an update of issues, priorities and management responses. *Mar. Poll. Bull.* 65, 81–100.
- Bruschetti, C.M., Addino, M., Luppi, T., Iribarne, O., 2018. Effects of nutrient enrichment and grazing by an invasive filter feeder on phytoplankton biomass in a South West Atlantic coastal lagoon. *Biol. Invasions* 20, 2245–2256.
- Bruschetti, M., Bazterrica, C., Luppi, T., Iribarne, O., 2009. An invasive intertidal reef-forming polychaete affect habitat use and feeding behavior of migratory and locals birds in a SW Atlantic coastal lagoon. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 375 (1/2), 76–83.
- Bruschetti, M., Luppi, T., Fanjul, E., Rosenthal, A., Iribarne, O., 2008. Grazing effect of the invasive reef-forming polychaete *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) on phytoplankton biomass in a SW Atlantic coastal laggon. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 354, 212–219.
- Burke, L., Kura, Y., Kassem, K., Revenga, C., Spalding, M., McAllister, D., 2000. Pilot Analysis of Global Ecosystems: Coastal Ecosystems. World Resources Institute, Washington D.C.
- Cabrera, A.L., 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Pp. 1-85 en W. F. Kugler (ed.). *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Tomo 2. 2da edición. Fascículo 1. Acme, Buenos Aires, Argentina.
- Camping, M., Rampi, M.G., Del Río, J.L., Zamora, A., 2017. Estudio de la contaminación presente en los arroyos La Tigra y La Carolina y su incidencia en la playa adyacente en Mar del Sud. Gral. Alvarado. Prov. de Buenos Aires. Argentina.
- Campos Echeverría, M.D., Bértola, G.R., Campo, A.M., 2015. Estudio de los residuos sólidos en el complejo balneario Punta Mogotes, Mar del Plata. I Jornadas Bonaerenses sobre Conservación de Ambientes y Patrimonio Costero. Monte Hermoso, Argentina.
- Carlton, J.T., 2007. Man's role in changing the face of the ocean: biological invasions and implications for conservation of near-shore environments. *Biol. Conserv.* 3 (3), 265–273.
- Carol, E.S., Kruse, E.E., Tavani, E.L., 2012. Physicochemical characterization of sediments from the coastal wetland of Samborombón Bay, Argentina. *J. S. Am. Earth Sci.* 34, 26–32.
- Carretero, S., Kruse, E., 2015. Iron and manganese content in groundwater on the northeastern coast of the Buenos Aires Province, Argentina. *Environ. Earth Sci.* 73 (5), 1983–1995.
- Carretero, S., Rapaglia, J., Perdomo, S., Martínez, C.A., Rodrigues Capítulo, L., Gómez, L., Kruse, E., 2019. A multi-parameter study of groundwater–seawater interactions along Partido de La Costa, Buenos Aires Province, Argentina. *Environ. Earth Sci.* 78, 513. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8532-5>
- Carreto, J.I., Lutz, V.A., Carignan, M.O., Cucchi Colleoni, A.D., De Marco, S.G., 1995. Hydrography and phytoplankton growth in a transect from the coast to the shelf-break in the Argentinian Sea. *Cont. Shelf Res.*, 15 (2/3), 315–336.
- Carvalho Aguiar, V.M.D., Baptista Neto, J.A., Marclei Rangel, C., 2011. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1915–1919.
- Casas, G.N., Piriz, M.L., 1996. Surveys of *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyta) in Golfo Nuevo, Argentina. *Hydrobiologia* 326, 213–215.
- Ceraulo, M., Papale, E., Caruso, F., Filiciotto, F., Grammauta, R., Parisi, I., Buscaino, G., 2018. Acoustic comparison of a patchy Mediterranean shallow water seascape: *Posidonia oceanica* meadow and sandy bottom habitats. *Ecol. Indic.* 85, 1030–1043.
- Ceraulo, M., Sal Moyano, M.P., Bazterrica, M.C., Hidalgo, F.J., Papale, E., Grammauta, R., Gavio, M.A., Mazzola, S., Buscaino, G., 2020. Spatial and temporal variability of the soundscape in a Southwestern Atlantic coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 1–23.

- Ceraulo, M., Sal Moyano, M.P., Hidalgo, F.J., Bazterrica, M.C., Mazzola, S., Gavio, M.A., Buscaino, G., 2021. Boat noise and black drum vocalizations in Mar Chiquita coastal lagoon (Argentina). *J. Mar. Sci. Eng.* 9, (1) 44.
- Chapa Balcorta, C., Guerrero Arenas, R., 2010. Eutrofización: abundancia que mata. *Revista cómo ves?* 134, 22-25.
- Chapman, L., 2007. Transport and climate change: A review. *J. Transp. Geogr.* 15, 354-367.
- Chierichetti, M.A., 2015. Biología reproductiva y niveles de contaminantes orgánicos persistentes en ejemplares de pez gallo *Callorhynchus callorhynchus* (Holocephali: Callorhynchidae), capturados en la región costera del sudeste bonaerense. (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata.
- Ciechowski, J.D.D., Ehrlich, M.D., Lasta, C.A. Sánchez, R.P., 1981. Distribución de huevos y larvas de peces en el Mar Argentino y evaluación de los efectivos de desovantes de anchoíta y de merluza. *Contr. INIDEP* 383, 59-79.
- Clark, C.W., Ellison, W.T., Southall, B.L., Hatch, L., Van Parijs, S.M., Frankel, A., Ponirakis, D., 2009. Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 395, 201–222.
- Cledón, M., Theobald, N., Gerwinski, W., E. Penchaszadeh, P., 2006. Imposex and organotin compounds in marine gastropods and sediments from the Mar del Plata coast, Argentina. *J. Mar. Biol. Ass.* 86, 751–755.
- Clemens, J., Aufderheide, J., Ronacher, B., 2017. Relative weighting of acoustic information during mating decisions in grasshoppers indicates signatures of sexual selection. *J. Comp. Physiol.* 203, 891–201.
- Cloern, J., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210, 223–253.
- Coe JM, Rogers D. 1997. Marine debris: Sources, impacts and solutions. Springer-Verlag, New York. 432 pp.
- Colombini, M., Alderete, S., Musmeci, J.M., Caille, G., Harris, G., Esteves, J.L., 2008. Segundo censo de contaminación costera de la República Argentina. Informes Técnicos del Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica, Fundación Patagonia Natural (Puerto Madryn, Argentina) N° 7: 1-74.
- Colombo, J.C., Barreda, A., Cappelletti, N., Migoya, C., Skorupka, C., 2003. Contaminantes orgánicos en aguas y sedimentos de afluentes del litoral Argentino. V Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Mar del Plata.
- Cornelis, R., Nordberg, M., 2007. General chemistry, sampling, analytical methods, and speciation. *Handbook on the toxicology of metals*. Elsevier, pp 11-38.
- Croce, M.E., 2013. Bioecología de la comunidad de macroalgas bentónicas de los arrecifes de ostras en bahía Anegada (Buenos Aires): potencialidades de explotación y cultivo algal. (Tesis Doctoral). Universidad Nacional del Sur.
- Cuello, G.V., Llanos, E.N., Garaffo, G.V., Jaubet, M.L., 2019. Emisario submarino de Mar del Plata (Argentina): ¿Cómo impactó su construcción en la comunidad bentónica intermareal? *Ecol. Austral* 29, 028–040.
- Curiel, D., Rismondo, D. Mazzocchi, M., Solazzi, A., 1994. Distribuzione di *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Laminariales, Phaeophyta) nella laguna di Venezia. *Societa Veneziana di Scienze Naturali* 19, 121-126.
- Dadon, J.R., Matteucci, S.D., 2006. Caracterización de las grandes regiones costeras argentinas, 11-35. En: F.I. Isla y C.A. Lasta (Eds.) *Manual de manejo costero para la provincia de Buenos Aires*. Eudem. Mar del Plata. Argentina.
- Daleo, P., Fanjul, E., Casariego, A.M., Silliman, B.R., Bertness, M.D., Iribarne, O., 2007. Ecosystem engineers activate mycorrhizal mutualism in salt marshes. *Ecol. Lett.* 10, 902–908.
- Daleo, P., Iribarne, O., 2009. The burrowing crab *Neohelice granulata* affects the root strategies of the cordgrass *Spartina densiflora* in SW Atlantic salt marshes. *J. Experimen. Mar. Biol. Ecol.* 373, 66–71.

- Davenport, J., Davenport, J.L., 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: A review. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 67, 280–292.
- Davies, T.W., Bennie, J., Inger, R., Ibarra, N.H., Gaston, K.J., 2013. Artificial light pollution: are shifting spectral signatures changing the balance of species interactions? *Glob Change Biol* 19, 1417–1423.
- Davies, T.W., Smyth, T., 2018. Why artificial light at night should be a focus for global change research in the 21st century. *Glob Change Biol* 24, 872–882.
- De Marco, S., Bó, M.J., Barral, M.P., Camino, M., Cionchi, J.L., Lasso, M.J., Marcovecchio, J.E., Prado, I., Sollazzo, M.S., 2019. Diagnóstico de la calidad ambiental de arroyos del sudeste de la pampa húmeda mediante el uso de indicadores. *II Jornadas Internacionales y IV Nacionales de Ambiente. Libro de Resúmenes extendidos.*, pp. 597-600. ISBN 978-950-658-473-3
- 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 (2), 213–233.
- De Marco, S.G., Beltrame, M.O., Freije, R.H., Marcovecchio, J.E., 2005. Phytoplankton dynamic in Mar Chiquita coastal lagoon (Argentina), and its relationship with potential nutrient sources. *J. Coast. Res.* 21 (4), 818–825.
- De Marco, S.G., Marcovecchio, J.E., Vallina, M., Barral, M.P., Bó, M.J., Camino, M., Cionchi, J.L., López de Armentia, A., Spetter, C.V., 2020. The influence of human activities on Pampean streams catchment: a biogeochemical approach. *Environ. Earth Sci.* 79 (1), 34–50.
- De Robertis, A., Handegard, N.O., 2013. Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noise-reduced vessels: a review. *ICES J. Mar. Sci.* 70, 34–45.
- de Souza Machado, A.A., Spencer, K., Kloas, W., Toffolon, M., Zarfl C., 2016. Metal fate and effects in estuaries: A review and conceptual model for better understanding of toxicity. *Sci. Total Environ.* 541, 268–281.
- Debusschere, E., Hostens, K., Adriaens, D., Ampe, B., Botteldooren, D., De Boeck, G., Vincx, M., 2016. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environ. Pollut.* 208, 747–757.
- Delhey, J.K.V., Carrete, M., Martínez, M.M., 2001. Diet and feeding behaviour of Olrog's Gull *Larus atlanticus* in Bahía Blanca, Argentina. *Ardea* 98, 319–329.
- Delucchi, F., 2007. Contaminación por TBT en sistemas oceanográficos costeros bajo intervención antrópica. Tesis Doctoral, Depto.de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca. 123 pp.
- Denuncio, P., Bastida, R., 2014. Composition, distribution and waste management of Playa Grande, the most important touristic beach of Mar del Plata city, Argentina. *Waste Manag.* 34, 837–841.
- Denuncio, P., Bastida, R., Dassis, M., Giardino, G., Gerpe, M., Rodríguez, D., 2011. Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny, 1844), from Argentina. *Mar. Poll. Bull.* 62 (8), 1836–1841.
- Denuncio, P., Mandiola, M.A., Pérez Salles, S.B., Machado, R., Ott, P.H., De Oliveira, L.R., Rodríguez, D., 2017. Marine debris ingestion by the South American Fur Seal from the Southwest Atlantic Ocean. *Mar. Poll. Bull.* 122, 420–425.
- Derraik, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 842–852.
- Díaz-Jaramillo, M., Islas, M.S., Gonzalez, M., 2021. Spatial distribution patterns and identification of microplastics on intertidal sediments from urban and semi-natural SW Atlantic estuaries. *Environ. Pollut.* 273, 116398.
- Díaz-Jaramillo, M., Laitano, M.V., Gonzalez, M., Miglioranza, K.S.B., 2018. Spatio-temporal trends and body size differences of OCPs and PCBs in *Laeonereis culveri* (Polychaeta: Nereididae) from Southwest Atlantic estuaries. *Mar. Pollut. Bull.* 136, 107–113.

- Dolagaratz Carricavur, A., Chiodi Boudet, L., Romero, M.B., Polizzi, P., Marcovecchio, J.E., Gerpe, M.S., 2018. Toxicological responses of *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae) after acute, subchronic and chronic exposure to cadmium. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 149, 217-224.
- Dos Santos, E.P., Fiori, S.M., 2010. Primer registro sobre la presencia de *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) en el Estuario de Bahía Blanca, (Argentina). *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay* 9, 245-252.
- Du Laing, G., Meers, E., Dewispelaere, M., Vandecasteele, B., Rinklebec, J., Tack, F.M.G., Verloo, M.G., 2009. Heavy metal mobility in intertidal sediments of the Scheldt estuary: Field monitoring. *Sci. Tot. Environ.* 407, 2919-2930
- Duffus, J.H., 2002. "Heavy metals" - A meaningless term? IUPAC. *Pure Appl. Chem.* 74, 793-807.
- Echeverría, R., 1987. *Salven las Playas Argentinas*. Editorial Abril, Buenos Aires, Argentina. 155 pág.
- Elías, R., 2015. Plastic Sea: a review of plastic at sea. *MAFIS* 27, 83-105.
- Elías, R., Bremec, C.S., Vallarino, E.A., 2001. Polychaetes from a southwestern shallow shelf Atlantic area (Argentina, 38 S) affected by sewage discharge. *Rev. chil. hist. nat.* 74, 523-531.
- Elías, R., Jaubet, M.L., Llanos, E.N., Sanchez, M.A., Rivero, M.S., Garaffo, G.V., Sandrini-Neto, L., 2015. Effect of the invader *Boccardia proboscidea* (Polychaeta: Spionidae) on richness, diversity and structure of SW Atlantic epilithic intertidal community. *Mar. Pollut. Bull.* 91, 530-536.
- Elías, R., Palacios, J.R., Rivero, M.S., Vallarino, E.A., 2005. Short-term responses to sewage discharge and storms of subtidal sand-bottom macrozoobenthic assemblages off Mar del Plata City, Argentina (SW Atlantic). *J. Sea Res.* 53, 231-242.
- Elías, R., Rivero, M.S., Sanchez, M.A., Jaubet, L., Vallarino, E.A., 2009. Do treatments of sewage plants really work?: The intertidal mussels' community of the southwestern Atlantic shore (38°S, 57°W) as a case study. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 44, 357-368.
- Elías, R., Rivero, M.S., Vallarino, E.A., 2003. Sewage impact on the composition and distribution of Polychaeta associated to intertidal mussel beds of the Mar del Plata rocky shore, Argentina. *Iheringia, Sér. Zool.* 93, 309-318.
- Elías, R., Vallarino, E.A., Scagliola, M., Isla, F.I., 2004. Macrobenthic Distribution Patterns at a Sewage Disposal Site in the Inner Shelf off Mar del Plata (SW Atlantic)*. *J Coastal Res* 204, 1176-1182.
- Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K., Dooling, R., 2016. Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. *Mar. Poll. Bull.* 103, 15-38.
- Estevez, J.L., Harris, G., Musmeci, J.M., Palla, J. Sánchez, J.P., 1997. Primer censo de contaminación costera de la República Argentina. *Informes Técnicos del Plan de Manejo Integrado de la Zona costera Patagónica*, Fundación Patagonia Natural (Puerto Madryn, Argentina) N° 41, 1-24.
- Fan, P.-P., Guo, D., 2010. Slow decomposition of lower order roots: a key mechanism of root carbon and nutrient retention in the soil. *Oecologia* 163 (2), 509-515.
- Fanjul, E., Bazterrica, M.C., Escapa, M., Grela, M.A., Iribarne, O., 2011. Impact of crab bioturbation on benthic flux and nitrogen dynamics of Southwest Atlantic intertidal marshes and mudflats. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 92, 629-638.
- Fanjul, E., Grela, M.A., Canepuccia, A., Iribarne O., 2008. The Southwest Atlantic intertidal burrowing crab *Neohelice granulata* modifies nutrient loads of phreatic waters entering coastal area. *Estuar., Coast. Shelf Sci.* 79, 300-306.
- Farina, A., 2014. *Soundscape ecology: principles, patterns, methods and applications*. Springer Science & Business Media. 315 pp.
- Favero, M., Bachmann, S., Copello, S., Mariano-Jelicich, R., Silva, M.P., Ghys, M., Khatchikian, C. Mauco, L., 2001. Aves marinas del sudeste bonaerense. En: Iribarne

- O (Ed.) Reserva de Biosfera Mar Chiquita: Características Físicas, Biológicas y Ecológicas. Editorial Martín, Mar del Plata, pág. 251-267.
- Feijoó, C.J., Giorgi, A., Ferreiro, N., 2011. Phosphorus uptake in a macrophyte-rich pampean stream. *Limnologica* 41, 285–289.
- Feijoó, C.J., Lombardo, R.J., 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Res.* 41, 1399–1410.
- Ferrer, L.D., Andrade, S., Marcovecchio, J.E., De Marco, S.G., Gavio, M.A., 2000. Heavy metal concentrations in sediments and suspended particulate matter from Mar Chiquita Coastal Lagoon, Argentina. In: *Heavy Metals in the Environment*, J.O. Nriagu (ed), Contrib.N°1119, University of Michigan, School of Public Health, Ann Arbor, Michigan (USA). (CD-ROM).
- Filiciotto, F., Sal Moyano, M.P., de Vincenzi, G., Hidalgo, F., Sciacca, V., Bazterrica, M.C., Corrias, V., Lorusso, M., Mazzola, S., Buscaino, G., Gavio, M.A., 2018. Are semi-terrestrial crabs threatened by human noise? Assessment of behavioural and biochemical responses of *Neohelice granulata* (Brachyura, Varunidae) in tank. *Mar. Poll. Bull.* 137, 24–34.
- Filiciotto, F., Vazzana, M., Celi, M., Maccarrone, V., Ceraulo, M., Buffa, G., Buscaino, G., 2016. Underwater noise from boats: Measurement of its influence on the behaviour and biochemistry of the common prawn (*Palaemon serratus*, Pennant 1777). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 478, 24–33.
- 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.
- Fletcher, R.L., Manfredi, C., 1995. The occurrence of *Undaria pinnatifida* on the Routh coast of England. *Bot Marina* 38, 355-358.
- Fogg, G.E., 1995. Some comments on picoplankton and its importance in the pelagic ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 9, 33–39.
- Folabella, A.M., Pérez Guzzi, J.I., Esquius, K.S., Domínguez, M.S., Escalante, A.H., 2016. Influencia del emisario submarino sobre la balneabilidad de dos playas cercanas a la planta de pretratamiento de efluentes cloacales. Mar del Plata, Argentina. I Jornadas Internacionales de Ambiente y III Nacionales de Ambiente, Tandil.
- 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.
- Freije, R.H., Asteasuain, R.O., Rusansky, C.N., Ferrer, L.D., Andrade, J.S., De Marco, S.G., Pozzobon, M.V., Marcovecchio, J.E., 1996. Spatial and temporal distribution of inorganic nutrients in Mar Chiquita coastal lagoon (Argentina). In: Marcovecchio, J.E. (Ed.), *Pollution Processes in Coastal Environments*. UNMDP, Mar del Plata, Argentina, pp. 133–138.
- Gannon, D.P., Barros, N.B., Nowacek, D.P., Read, A.J., Waples, M., Wells, R.S., 2005. Prey detection by bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*: an experimental test of the passive listening hypothesis. *Anim. Behav.* 69, 709–720.
- Garaffo, G., Jaubet, M., Becherucci, M., Elías, R., 2017. Assessing environmental health using ecological indices for soft bottom in sewage-affected rocky shores: The case of the largest seaside resort of SW Atlantic. *Mar. Poll. Bull.* 115, 233–239.
- Garaffo, G.V., Jaubet, M.L., Sánchez, M. de los Á., Rivero, M.S., Vallarino, E.A., Elías, R., 2012. Sewage-induced polychaete reefs in a SW Atlantic shore: rapid response to small-scale disturbance: Sewage-induced polychaete reefs in a SW Atlantic shore. *Mar. Ecol.* 33, 272–279.
- Garaffo, G.V., Llanos, E.N., Saracho Bottero, M.A., Hines, E., Elías, R., Jaubet, M.L., 2020. Functional diversity on rocky shores of the SW Atlantic: sewage effluents influence and mask the effects of the latitudinal gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 648, 39-49.

- Gaston, K.J., Davies, T.W., Nedelec, S.L., Holt, L.A., 2017. Impacts of Artificial Light at Night on Biological Timings. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 48, 49–68.
- Geller, J., Sotka, E.E., Kado, R., Palumbi, S.R., Schwindt, E., 2008. Sources of invasions of a northeastern Pacific acorn barnacle, *Balanus glandula*, in Japan and Argentina. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 358, 211–218.
- Gerpe, M.S., Rodríguez, D.H., Moreno, V.J., Bastida, R.O., de Moreno, J.A.E., 2002. Accumulation of heavy metals in the Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) from Buenos Aires Province, Argentina. *LAJAM* 1 (1), S.I., 95–106.
- Giangiobbe, M.A., Lucero, N.M., Fernández, C.R., Saubidet, A.A. Scelzo, M.A., 2012. Primer registro de residuos antropogénicos sumergidos en fondos costeros de Mar del Plata (Buenos Aires, Argentina). *Revista Argentina de Ecotoxicología y Contaminación Ambiental* 3, 109–116.
- Giardino, G., 2013. Estructura y dinámica de las colonias de lobos marinos de un pelo de la Provincia de Buenos Aires, y su relación con pesquerías de la región. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. Mar del Plata.
- Giardino, G.V., Papale, E., Gregorietti, M., Ceraulo, M., Loureiro, J.P., Rodríguez Heredia, S., Alvarez, K., Rodríguez, D.H., Bastida, R.O., Mazzola, S., Buscaino, G., 2019. The final call: evidence for stereotyped whistle of one dying common dolphin (*Delphinus delphis*) in Argentina. *Proc. Mtgs. Acoust.* 37, 010002.
- Giletto, C.M., Echeverría, H.E., 2013. Nitrogen balance for potato crops in the southeast pampas region, Argentina. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 95 (1), 73–86.
- Goldberg, R.N., Averbuj, A., Cledón, M., Luzzatto, D., Sbarbati Nudelman, N., 2004. Search for triorganotins along the Mar del Plata (Argentina) marine coast: finding of tributyltin in egg capsules of a snail *Adelomelon brasiliana* (Lamarck, 1822) population showing imposex effects. *Appl. Organometal. Chem.* 18, 117–123.
- Gómez Delgado, M., 1995. El estudio de los residuos: definiciones, tipologías, gestión y tratamiento. *Serie Geográfica* 5, 21–42.
- Gómez, S.E., Toresani, N.I., 1999. Región 3 Pampas. En: Los Humedales de la Argentina. Clasificación, Situación actual, Conservación y Legislación (eds. Canevari, P., Blanco, D.E., Bucher, E.H., Castro, G., Davidson, I.) *Wetlands International* N° 46.
- González-Carman, V.G., Acha, E.M., Maxwell, S.M., Albareda, D., Campagna, C., Mianzan, H., 2014. Young green turtles, *Chelonia mydas*, exposed to plastic in a frontal area of the SW Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* 78, 56–62.
- González-Ortegón, E., Laiz, I., Sánchez-Quiles, D., Cobelo-García, A., Tovar-Sánchez, A., 2019. Trace metal characterization and fluxes from the Guadiana, Tinto-Odiel and Guadalquivir estuaries to the Gulf of Cadiz. *Sci. Total Environ.* 650, 2454–2466.
- Green, D.M., Deferrari, H.A., McFadden, D., Pearse, J.S., Popper, A.N., Richardson, W.J., Ridgway, S.H., Tyack, P.L., 1994. Low-frequency sound and marine mammals: current knowledge and research needs. National Research Council, Washington. 92 pp. ISBN: 0-309-56703-3
- Grondona, S.I., Martínez, D.E., Benavente, M., Gonzalez, M., Massone, H.E., Miglioranza, K.S., 2013. Determinación de parámetros hidráulicos en columnas experimentales de suelos del sudeste de la provincia de Buenos Aires. *Rev. Fac. Cienc. Agrar.* 45 (2), 115–127.
- Grosholz, E., 2002. Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. *Trends Ecol. Evol.* 17, 22–27.
- Guerrero, R.A., Piola, A.R., 1997. Masas de agua en la plataforma continental. En: E.E. Boschi, ed, *El mar Argentino y sus recursos pesqueros*, Publicaciones especiales INIDEP, Mar del Plata, Argentina 1, 107–118.
- Guridi, I.M., Vivar, J.D., 2013. Propuesta de mejora de la calidad del efluente pluvial en la cuenca La Perla, de la ciudad de Mar del Plata. (Proyecto final). Universidad Fasta, Mar del Plata.
- Gutiérrez, J.L., Jones, C.G., Groffman, P.M., Findlay, S.E.G., Iribarne, O.O., Ribeiro,

- P.D., Bruschetti, M.C., 2006. The Contribution of Crab Burrow Excavation to Carbon Availability in Surficial Salt-marsh Sediments. *Ecosystems* 9, 647–658.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Fujita, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948–952.
- Hay, C.H., Luckens, P.A., 1987. The asian kelp *Undaria pinnatifida* (Phaeophyta, Laminariales) found in a New Zealand harbour. *N. Z. J. Bot.* 25, 329-332.
- Heiderscheidt, E., Postila, H., Leiviskä, T., 2020. Removal of metals from wastewaters by mineral and biomass-based sorbents applied in continuous-flow continuous stirred tank reactors followed by sedimentation. *Sci. Total Environ.* 700, 135079. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135079
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environl Sci & Technology*, 46(6), 3060-3075.
- Hildebrand, J.A., 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 395, 5-20. doi:10.3354/meps08353
- Hildebrand, J.A., 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 395, 5–20.
- Hines, E., Jaubet, M.L., Garaffo, G.V., 2021. Salud ambiental de playas rocosas en distintos partidos de la Provincia de Buenos Aires. *Ecol. Austral* 31, 71–86.
- Hogsden, K.L., Harding, J.S., 2012. Anthropogenic and natural sources of acidity and metals and their influence on the structure of stream food webs. *Environ. Pollut.* 162, 466-474.
- INDEC, 2010. . Intituto Nacional de Estadísticas y Censos República Argentina. URL <https://www.indec.gob.ar/>
- IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E.S., Ngo, H.T., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K.A., Butchart, S.H.M., Chan, K.M.A., Garibaldi, L.A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S.M., Midgley, G.F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razzaque, J., Reyers, B., Roy Chowdhury, R., Shin, Y.J., Visseren-Hamakers, I.J., Willis, K.J., Zayas, C.N., (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 p.
- Iribarne, O., Botto, F., Martinetto, P., Gutierrez, J.L., 2000. The role of burrow of the SW Atlantic intertidal crab *Chasmagnathus granulata* in trapping debris. *Mar. Poll. Bull.* 40, 1057-1062.
- Irigoyen, A.J., Eyra, C., Parma, A.M., 2011. Alien algae *Undaria pinnatifida* causes habitat loss for rocky reef fishes in north Patagonia. *Biol. Invasions* 13,17-24.
- Isacch, J. P., Escapa, M., Fanjul, E., Iribarne, O., 2011. Valoración ecológica de bienes y servicios ecosistémicos en marismas del Atlántico sudoccidental. En: Laterra, P., J. Paruelo y E. Jobaggy (eds.). *El Valor Ecológico, Social y Económico de los Servicios Ecosistémicos. Conceptos, Herramientas y Estudio de Casos*. INTA ediciones, Buenos Aires, pp: 529-552.
- Isacch, J.P., Costa, C.S.B., Rodríguez-Gallego, L., Conde, D., Escapa, M., Gagliardini, D.A., Iribarne, O.O., 2006. Association between distribution pattern of vascular plants and environmental factors in SW Atlantic saltmarshes. *J. Biogeogr.* 33, 888-900.
- Isla, F., Cortizo, L., Schnack, E., 1996. Pleistocene and Holocene beaches and estuaries along the South Barrier of Buenos Aires, Argentina. *Quat. Sci. Rev.* 15, 833-841.
- Isla, F.I., Ferrante, A., 1997. Corrientes. En: Isla, F. I. (ed.), *Estudio del sector de plataforma receptor de la descarga cloacal de Camet, Mar del Plata*, Facultad de Cs. Exactas y Naturales, UNMDP, 63-116.
- Isla, F.I., Lasta, C.A., 2006. *Manual de Manejo Costero para la Provincia de Buenos Aires*. Primera edición. Eudem, Argentina. 280 pág.

- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 6223, 768-771.
- Jaubet, M.L., de los Ángeles Sánchez, M., Rivero, M.S., Garaffo, G.V., Vallarino, E.A., Elías, R., 2011. Intertidal biogenic reefs built by the polychaete *Boccardia proboscidea* in sewage-impacted areas of Argentina, SW Atlantic: Intertidal biogenic reefs built by the polychaete. *Mar. Ecol.* 32, 188–197.
- Jaubet, M.L., Garaffo, G.V., Sánchez, M.A., Elías, R., 2013. Reef-forming polychaetes outcompetes ecosystem-engineering mussels. *Mar. Poll. Bull.* 71, 216–221.
- Jaubet, M.L., Hines, E., Elías, R., Garaffo, G.V., 2021. Factors driving the abundance and distribution of microplastics on sandy beaches in a Southwest Atlantic seaside resort. *Mar. Environ. Res.* 171, 105472.
- Jaubet, M.L., Saracho Bottero, M.A., Hines, E., Elías, R., Garaffo, G.V. 2018. *Boccardia proboscidea* (Polychaete: Spionidae) in the SW Atlantic: how far has the invasión spread? *Aquat. Invasion* 13 (3), 351-363.
- Johannes, R., 1980. The ecological significance of the submarine discharge of groundwater. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 3, 365-373,
- Jones, K.C., de Voogt, P., 1999. Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environ. Pollut.* 100, 209–221. (99) 00098-6
- Kaplan, M.B., Mooney, T.A., Partan, J., Solow, A.R., 2015. Coral reef species assemblages are associated with ambient soundscapes. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 533, 93–107.
- Kennedy, E.V., Holderied, M.W., Mair, J.M., Guzman, H.M., Simpson, S.D., 2010. Spatial patterns in reef-generated noiserelate to habitats and communities: evidence from a Panamanian case study. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 395, 85–92.
- Kennish, M.J., 1998. Pollution impacts on marine biotic communities. CRC Press (ed.), N.Y., pp 310.
- Keshavarzi, B., Moore, F., Mosaferi, M., Rahmani, F., 2011. The Source of Natural Arsenic Contamination in Groundwater, West of Iran. *Water Qual. Expo. Health* 3, 135-147.
- Kirk, M.F., Holm, T.R., Park, J., Jin, Q., Sanford, R.A., Fouke, B.W., Bethke, C.M., 2004. Bacterial sulfate reduction limits natural arsenic contamination in groundwater. *Geology* 32 (11), 953–956..
- Kirkby, M.J., 2010. Distance, time and scale in soil erosion processes. *Earth Surf. Process. Land.* 35, 1621–1623.
- Knop, E., Zoller, L., Ryser, R., Gerpe, C., Hörler, M., Fontaine, C., 2017. Artificial light at night as a new threat to pollination. *Nature* 548, 206–209.
- Krause, B., Farina, A., 2016. Using ecoacoustic methods to survey the impacts of climate change on biodiversity. *Biol. Conserv.* 195, 245–254.
- Kreitler, C. W., Jones, D., 1975. Natural soil nitrate: the cause of the nitrate contamination of groundwater in Runnels County, Texas, *Ground Water* 13, 53-61.
- Kunc, H.P., McLaughlin, K.E., Schmidt, R., 2016. Aquatic noise pollution: implications for individuals, populations, and ecosystems. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 283, 20160839.
- Laitano, M.V., Castro, Í.B., Costa, P.G., Fillmann, G., Cledón, M., 2015. Butyltin and PAH Contamination of Mar del Plata Port (Argentina) Sediments and Their Influence on Adjacent Coastal Regions. *Bull Environ Contam Toxicol* 95, 513–520.
- Laitano, M.V., Fernández-Gimenez, A.V., 2016a. Are Mussels Always the Best Bioindicators? Comparative Study on Biochemical Responses of Three Marine Invertebrate Species to Chronic Port Pollution. *Bull Environ Cont Toxicol* 97, 50–55.
- Laitano, M.V., Silva Barni, M.F., Costa, P.G., Cledón, M., Fillmann, G., Miglioranza, K.S.B., Panarello, H.O., 2016b. Different carbon sources affect PCB accumulation by marine bivalves. *Mar. Environ. Research* 13, 62–69.
- Landro, S.M., Teso, V., Arrighetti, F., 2021. The panpulmonate limpet *Siphonaria lessonii*

- Blainville, 1827 as a sentinel of contamination in coastal areas of Argentina. *Ecol. Indicators* 121, 107075.
- Lecchini, D., Bertucci, F., Gache, C., Khalife, A., Besson, M., Roux, N., Berthe, C., Singh, S., Parmentier, E., Nugues, M.M., Brooker, R.M., Dixon, D.L., Hédouin, L., 2018. Boat noise prevents soundscape based habitat selection by coral planulae. *Sci. Rep.* 8, 9283.
- Lechner, L., Denegri, G., Sardella, N., 2005. Evaluación del grado de contaminación parasitaria en plazas de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Rev. vet.* 16, 53–56.
- Lechner, L., Sardella, N., Hollmann, P., Denegri, G., 2008. Relevamiento parasitológico de areneros de jardines de infantes de Mar del Plata, Argentina. *Rev. vet.* 19, 58–60.
- Leveau, L.M., 2020. Artificial Light at Night (ALAN) Is the Main Driver of Nocturnal Feral Pigeon (*Columba livia* f. *domestica*) Foraging in Urban Areas. *Animals* 10, 554.
- Lillis, A., Eggleston, D.B., Bohnenstiehl, E.R., 2014. Estuarine soundscape: distinct acoustic characteristics of oyster reefs compared to soft-bottoms habitats. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 505, 1–1.
- Liu, M., Chen, J., Sun, X., Hu, Z., Fan, D., 2019. Accumulation and transformation of heavy metals in surface sediments from the Yangtze River estuary to the East China Sea shelf. *Environ. Pollut.* 245, 111–121.
- 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. *Chemosphere* 89, 893–899.
- Llanos, E.N., Becherucci, M.E., Garaffo, G.V., Vallarino, E.A., 2019. A shift of ecosystem engineers during the succession of an intertidal benthic community associated with natural and anthropogenic disturbances. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 31, 100754.
- Llanos, E.N., Saracho Bottero, M.A., Jaubet, M.L., Elías, R., Garaffo, G.V., 2020a. Functional diversity in the intertidal macrobenthic community at sewage-affected shores from Southwestern Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* 157, 111365.
- López Bonillo, D., 1994. Los residuos: el medio ambiente, Capítulo IX. Editorial Cátedra. Pág. 275–213.
- López Gappa, J., Tablado, A., Magaldi, N., 1990. Influence of sewage pollution on a rocky intertidal community dominated by the mytilid *Brachidontes rodriguezi*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 63, 163–175.
- López Gappa, J., Tablado, A., Magaldi, N.H., 1993. Seasonal changes in an intertidal community affected by sewage pollution. *Environ. Pollut.* 82, 157–165.
- Lucas, A. J., R. A. Guerrero, M. W. Mianzan, E. M. Acha, Lasta, C.A., 2005. Coastal oceanographic regimes of the Northern Argentine Continental Shelf (34 – 43°S), *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 65, 405 – 420.
- Lucero, M.N., 2012. Estudio de los residuos antropogénicos presentes en las playas del partido de General Pueyrredón. *Revista Tecnología y Ciencia Universidad Tecnológica Nacional* 7, 71–74.
- Lucero, M.N., Silva, P., Domínguez, A., Schelling, M., Viterales, M., Ferramosca, L., González, C., 2016. Incidencia del perfil de usuarios en la generación de residuos en una playa de Mar del Plata (Buenos Aires, Argentina) para uso recreativo. *Gestión Ambiental* 31, 9–20.
- Lucero, N.M., Prario, M.I., Escobar, E.E., Patat, M.L., Saicha, A.V., Espinosa, M.B., 2019a. Evaluación de indicadores de contaminación fecal en una playa recreacional (Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina). *Hig. Sanid. Ambient.* 19, 1713–1720.
- Lucero, N.M., Saicha, A.V., Espinosa, M.B., Pérsico, M.M., Patat, M.L., Escobar, E.E., 2019b. Evaluación preliminar de hidrocarburos de petróleo en arena de playas recreacionales, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. *Retel* 14–29.
- Lucero, N.M., Silva, P., Domínguez, A., Schelling, M., Viterales, M., Ferramosca, L., González, C., 2016. Incidence user profile in waste generacoon on a beach of Mar del Plata (Buenos Aires, Argentina) for recreacional use. *Gestión Ambiental* 31, 9–20.

- Mackay, D., Celsie, A.K., Powell, D.E., Parnis, J.M., 2018. Bioconcentration, bioaccumulation, biomagnification and trophic magnification: a modelling perspective. *Environ. Sci.: Process. Impacts* 20 (1), 72-85.
- Mackenzie, F.T., Ver, L.M., Lerman, A., 2000. Coastal-zone biogeochemical dynamics under global warming. *Int. Geol. Rev.* 42, 193-206.
- Madrid, V., Sardella, N., Hollmann, P., Denegri, G., 2008. Estudio coproparasitológico canino en playas de Mar del Plata y su impacto en la salud pública. *Rev. vet.* 19, 23-27.
- Maggi, E., Bertocci, I., Benedetti-Cecchi, L., 2020. Light pollution enhances temporal variability of photosynthetic activity in mature and developing biofilm. *Hydrobiologia* 847, 1793-1802.
- Maggiore, M.A., Rampi, M.G., Cuestas, N.R., Campins, M., 2019. Evaluación de la Contaminación Microbiológica Presente en los Arroyos La Carolina y La Totorá Ubicados en el Partido de Gral. Alvarado. Prov. de Buenos Aires. Argentina. *RTyC* 93-108.
- Malone, T.C., Newton, A., 2020. The Globalization of Cultural Eutrophication in the Coastal Ocean: Causes and Consequences. *Front. Mar. Sci.* 7, 670.
- Marcovecchio, J.E., Andrade, S., Ferrer, L., Asteasuain, R., De Marco, S., 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. *Wet. Ecol. Manag.* 9 (4), 317-322.
- Marcovecchio, J.E., Botté, S.E., Domini, C.E., Freije, R.H., 2014. Heavy Metals, Major Metals, Trace Elements. In: Handbook of Water Analysis, L Nolle, LSP de Geelder (Eds), 3 rd edition. CRC Press, Taylor & Francis Group LLC, Boca Ratón, Florida (USA), Ch.15: 385-433. (979 pp) (ISBN 978-1-4398-8966-4)
- Marcovecchio JE, SG De Marco, F Magani, CV Spetter, MO Beltrame, JL Cionchi, 2019. Hydraulic stopper effect as a regulator of inorganic nutrients distribution in Mar Chiquita Coastal Lagoon (Argentina). *Ecohydrology and Hydrobiology* 19 (4), 629-641.
- Marcovecchio, J.E., Freije, H., De Marco, S.G., Gavio, A., Ferrer, L., Andrade, S., Beltrame, O., Asteasuain, R., 2006. Seasonality of hydrographic variables in a coastal lagoon: Mar Chiquita, Argentina. *Aquat. Conser.* 16, 335-347.
- 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. Shore. Manag.* 2, 207-222.
- Marcovecchio, J.E., Oliva, A.L., La Colla, N.S., Vallina, M., De Marco, S.G., Hidalgo, F., Arias, A.H., Spetter, C.V., 2017. La zona costera de Argentina en un escenario de cambios climáticos: vulnerabilidad, perspectivas y tendencias. En: Vulnerabilidad de las Zonas Costeras de Latinoamérica al Cambio Climático, A Vázquez-Botello, S Villanueva, J Gutiérrez, JL Rojas-Galaviz (Eds), Univ.Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT) - Univ.Nacional Autónoma de México (UNAM) - Univ.Autónoma de Campeche, México, 3ra. Edición, pp.263-298 (760 pp). ISBN 978-607-606-416-0.
- Márquez-Gullosa, E., Vega, J.R.R., 2011. Classification and environmental impact of solid waste generated in the beaches of Rihacha, La. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia* 60, 118-128.
- Martin, J.P., Cuevas, J.M., 2006. First record of *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyta) in southern Patagonia, Argentina. *Biol. Invasions* 8, 1399-1402.
- Martinetto, P., Montemayor, D.I., Alberti, J., Costa, C.S.B., Iribarne, O., 2016. Crab Bioturbation and Herbivory May Account for Variability in Carbon Sequestration and Stocks in South West Atlantic Salt Marshes. *Front. Mar. Sci.* 3, 122.
- Martínez, M.L., Intralawan, A., Vázquez, G., Pérez Maqueo, O., Sutton, P., Landgrave, R., 2007. The coast of our world: ecological, economic and social importance. *Ecol. Econ.* 63 (2-3), 254-272.

- Martínez, M.M., Isacch, J.P., Rojas, M., 2000. Olrog's Gull *Larus atlanticus*: specialist or generalist. *Bird Conserv. Int.* 10, 89-92.
- Matula, C.V., 2015. Identificación de un alga roja exótica y evaluación de sus efectos en la comunidad del intermareal rocoso de Mar del Plata. (Tesis de Licenciatura). Facultad de Cs. Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata.
- McCoy, E.D., Bell, S.S., 1991. Habitat structure: The evolution and diversification of a complex topic. En: Bell, S.S., McCoy, E.D., Mushinsky, H.R. (Eds.), *Habitat structure: The physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, New York.
- Menone, M., Aizpún de Moreno, J.E., Moreno, V.J., Lanfranchi, A.L., Metcalfe, T.L., Metcalfe, C.D., 2001. Organochlorine Pesticides and PCBs in a Southern Atlantic Coastal Lagoon Watershed, Argentina. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40, 355-362.
- Menone, M.L., Aizpún de Moreno, J.E., Moreno, V.J., Lanfranchi, A.L., Metcalfe, T.L., Metcalfe, C.D., 2000a. PCBs and Organochlorines in Tissues of Silverside (*Odontesthes bonariensis*) from a Coastal Lagoon in Argentina. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 38, 202-208.
- Menone, M.L., Bortolus, A., Botto, F., de Moreno, J. E. Aizpún, Moreno, V.J., Iribarne, O., Metcalfe, T.L., Metcalfe, C.D., de Moreno, J. E. Aizpún, 2000b. Organochlorine Contaminants in a Coastal Lagoon in Argentina: Analysis of Sediment, Crabs, and Cordgrass from Two Different Habitats. *Estuaries* 23, 583-592.
- Menone, M.L., Miglioranza, K.S.B., Botto, F., Iribarne, O., Aizpún de Moreno, J.E., Moreno, V.J., 2006. Field accumulative behavior of organochlorine pesticides. The role of crabs and sediment characteristics in coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.* 52, 1717-1724.
- Meretta, P.E., Matula, C.V., Casas, G., 2012. Occurrence of the alien kelp *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyceae) in Mar del Plata, Argentina. *Bioinvasions Rec.* 1(1), 59-63.
- Merlotto, A., 2011. Consecuencias de la ocupación urbana en el ambiente costero de las ciudades de Necochea y Quequén, provincia de Buenos Aires. (Tesis de Doctorado). Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur. 135 pp.
- Miglioranza, K.S.B., Aizpún de Moreno, J.E., Moreno, V.J., 2004. Land-based sources of marine pollution: organochlorine pesticides in stream systems. *Environ Sci & Pollut Res* 11, 227-232.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Morello, J., 2002. Los litorales como complejas relaciones de tierra-agua: El Caso Argentino. En: "Zona costera de la Pampa Argentina. Recursos Naturales, Sustentabilidad, Turismo, Gestión, Derecho ambiental". Dadón, Jorge y Matteucci, Silvia. Argentina. Lugar Editorial.
- Mosley, L.M., Liss, P.S., 2020. Particle aggregation, pH changes and metal behaviour during estuarine mixing: review and integration. *Mar. Freshw. Res.* 71 (3), 300-310.
- Muniz, P., Lana, P., Venturini, N., Elias, R., Vallarino, E., Bremec, C., Martins, C., Sandrini-Neto, L., 2013. Un manual de protocolos para evaluar la contaminación marina por efluentes domésticos.
- Navrátil, T., Minaøík, 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.
- Negri, R.M., Molinari, G., Carignan, M., Ortega, L., Ruiz, M.G., Cozzolino, E., Cucchi-Colleoni, A.D., Lutz, V., Costagliola, M., Izzo, S., Jurquiza, V., Salomone, A., Odizzio, M., García, A., La Torre, S., Sanabria, A., Hozbor, M.C., Peressutti, S.R., Méndez, S., Silva, R., Cepeda, G., Viñas, M.D., Díaz, M.V., Pájaro, M., Martínez, A., Mattera, M.B., Montoya, N., Berghoff, C., Leonarduzzi E., 2016. Ambiente y Plancton en la

- Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay en un escenario de cambio climático (marzo, 2014). Frente Marítimo, 251-316.
- Newton, A., Icely, J., Cristina, S., Brito, A., Cardoso, A.C., Colijn, F., Ivanova, K., 2014. An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 140, 95–122.
- Niemelä, J., 1999. Ecology and urban planning. *Biodivers. Conserv.* 8, 119–131.
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *OPHELIA* 41, 199–219.
- Núñez, J.D., Bas, C.C., Pérez García, M., Ocampo, E.H., Ribeiro, P.D., Luppi, T.A., 2021b. Artificial light at night may increase the predation pressure in a salt marsh keystone species. *Mar. Environ. Res.* 167, 105285.
- Núñez, J.D., Laitano, M.V., Cledón, M., 2012. An intertidal limpet species as a bioindicator: Pollution effects reflected by shell characteristics. *Ecol. Indicators* 14, 178–183.
- Núñez, J.D., Sbragaglia, V., Spivak, E.D., Chiaradia, N.M., Luppi, T.A., 2021a. The magnitude of behavioural responses to artificial light at night depends on the ecological context in a coastal marine ecosystem engineer. *Mar. Environ. Res.* 165, 105238.
- Obenat, S., 2002. Estudios ecológicos de *Ficopomatus enigmaticus* (Polychaete: Serpulidae) en la laguna Mar Chiquita, Buenos Aires, Argentina. Doctoral Thesis. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, pp.159.
- Obenat, S.M., Pezzani, S.E., 1994. Life cycle and population structure of the polychaete *Ficopomatus enigmaticus* (Serpulidae) in Mar Chiquita Coastal Lagoon, Argentina. *Estuaries* 17, 263–270.
- Occhipinti-Ambrogi, A., Savini, D., 2003. Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Mar. Pollut. Bull.* 46, 542–551.
- Ojaveer, H., Galil, B.S., Minchin, D., Olenin, S., Amorim, A., Canning-Clode, J., Chainho, P., Copp, G.H., Gollasch, S., Jelmert, A., Lehtiniemi, M., McKenzie, C., Mikus, J., Miossec, L., Occhipinti-Ambrogi, A., Pecarevic, M., Pederson, J., Quilez-Badia, G., Wijsman, J.W.M., Zenetos, A., 2014. Ten recommendations for advancing the assessment and management of non-indigenous species in marine ecosystems. *Mar. Policy* 44, 160-165.
- Olenin, S., Alemany, F., Cardoso, A.C., Gollasch, S., Goulletquer, P., Lehtiniemi, M., et al. 2010. Marine Strategy Framework Directive—TaskGroup2Report.Non-indigenous species. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg: EU/ICES 47p.
- OMS Organización Mundial de la Salud, 2011. Burden of disease from environmental noise: quantification of healthy life years lost in Europe. Geneva, Switzerland.
- OMS: Organización Mundial para la Salud, 1998. Guía para ambientes seguros en aguas recreativas: Vol. 1: Aguas costeras y aguas dulces. CEPIS/OPS: Aspectos microbiológicos de la calidad de las playas.
- Orensanz, J.M., Estivariz, M.C., 1972. Los anélidos poliquetos de aguas salobres de la Provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo La Plata*, vol. 11. Universidad Nacional de La Plata, pp. 95–112.
- Orensanz, J.M., Schwindt, E., Pastorino, G., Bortolus, A., Casas, G., Darrigran, G., Elias, R., López Gappa, J.J., Obenat, S., Pascual, M., Penchaszadeh, P., Piriz, M.L., Scarabino, F., Spivak, E.D., Vallarino, E.A., 2002. No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic *Biol. Invasions* 4, 115-143.
- OSSE, 2020. . Obras Sanitarias S. E. MGP. URL <https://www.osmgp.gov.ar/osse/>
- Owens, A.C.S., Lewis, S.M., 2018. The impact of artificial light at night on nocturnal insects: A review and synthesis. *Ecol. Evol.* 8, 11337–11358.

- Pájaro, M., Martos, P., Leonarduzzi, E., Macchi, G.J., Diaz, M.V., Brown, D.R., 2008. Estrategia de puesta de la anchoita (*Engraulis anchoita*) en el Mar Argentino y Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Inf. Téc. INIDEP N° 11, 14pp.
- Palomo, M.G., Bagur, M., Quiroga, M., Soria, S., Bugnot, A., 2016. Ecological impacts of two non-indigenous macroalgae on an urban rocky intertidal shore. Mar. Biol. 163, 178.
- Pan, J., Marcoval, M.A., 2014. Top-Down Effects of an Exotic Serpulid Polychaete on Natural Plankton Assemblage of Estuarine and Brackish Systems in the SW Atlantic | Journal of Coastal Research. J. Coast. Res. 30, 1226–1235.
- Panebianco M.V., Simonetti P., Buzzi N., Delucchi F., 2013. Ciclo de metales pesados. Capítulo 10 en: Marcovecchio, J. y R.H. Freije (eds.) Procesos Químicos en estuarios. pp. 227- 258. ISBN 978-987-1896-16-5. EdUTceNe . 394 pp.
- Panebianco, M.V., Botté, S.E., Negri, M.F., Marcovecchio, J.E., Cappozzo, H.L., 2012. Heavy metals in liver of the Franciscana Dolphin, *Pontoporia blainvillei*, from the southern coast of Buenos Aires Province, Argentina. J. Braz. Soc. Ecotoxicol. 7 (1), 33-41.
- Panebianco, M.V., Negri, M.F., Botté, S.E., Marcovecchio, J.E., Cappozzo, H.L., 2011. Metales pesados en el riñón del delfín franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae) y su relación con parámetros biológicos. Lat. Am. J. Aquat. Res. 39 (3), 526-533.
- Panebianco, M.V., Negri, M.F., Botté, S.E., Marcovecchio, J.E., Cappozzo, H.L., 2013. Essential and non-essential heavy metals determination in skin and muscle tissues in franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) from Argentina southern coast. Chem. Ecol. 29 (6), 511-518.
- Panigada, S., Zanardelli, M., MacKenzie, M., Donovan, C., Mélin, F., Hammond, P.S., 2008. Modelling habitat preferences for fin whales and striped dolphins in the Pelagos Sanctuary (Western Mediterranean Sea) with physiographic and remote sensing variables. Remote Sens. Environ. 112, 3400–3412.
- Papale, E., Gamba, M., Perez-Gil, M., Martin, V.M., Giacoma, C., 2015. Dolphins adjust species-specific frequency parameters to compensate for increasing background noise. Plos One 10, 0121711.
- Pardo, J.E., Rosselló, V.M., 2001. El medio litoral en una perspectiva geográfica y aplicada, en los espacios litorales emergentes. Lectura geográfica. Actas XV Congreso de Geógrafos Españoles, 15-37, Santiago de Compostela, España.
- Parker P.A., 1990. Clearing the oceans of the plastic threat. Sea Front. 36, 18-27.
- Patek, S.N., 2001. Spiny lobsters stick and slip to make sound. Nature 411, 153–154.
- Paytan, A., Shellenbarger, G.G., Street, J.H., Gonneea, M.E., Davis, K., Young, M.B., Moore, W.S., 2006. Submarine groundwater discharge: an important source of new inorganic nitrogen to coral reef ecosystems. Limnol. Oceanogr. 51(1), 343–348.
- Pereyra, P.J., Narvarte, M., Tatián, M., González, R., 2015. The simultaneous introduction of the tunicate *Styela clava* (Herdman, 1881) and the macroalga *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, 1873, in northern Patagonia. Bioinvasions Rec. 4, 179-184.
- Pérez Guzzi, J.I., 2006. Contaminación costera bacteriana y balneabilidad, in: Manual de Manejo Costero Para La Provincia de Buenos Aires. Eudem, Mar del Plata, p. 280.
- Perillo, G.M.E., Pérez, D.E., Piccolo, M.C., Palma, E.D., 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.
- Perillo, G.M.E., Piccolo, M.C., Bustos, M.L., Huamantino Cisneros, M.A., London, S., Scordo, F., Rojas, M., 2014. Evolución de los ambientes costeros de la Provincia de Buenos Aires (Argentina): ¿Cambio climático o efectos antrópicos? Revista digital REDESMA 7, 37-48.
- Pérsico, M.M., Lucero, M., Patat, M.L., Saicha, A.V., Espinosa, M., 2019. Evaluación de contaminantes microbiológicos en playas urbanas afectadas por descarga pluvial, en

- Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. Revista Estudios Ambientales 7, 79–98.
- Pérsico, M.M., Saicha, A.V., Lucero, N.M., Espinosa, M.V., Patat, M.L., 2017. Efecto de las escorrentías urbanas en la calidad sanitaria de una playa recreativa (Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina). Retel 1–14.
- Piccolo, M. C., & Perillo, G. M. 1999. The Argentina estuaries: a review. Estuaries of South America, 101-132. Cap. 6 En: Estuaries of South America: Their Geomorphology and Dynamics. Gerardo M.E. Perillo, Maria C. Piccolo, Mario Pino-Quivira (eds.). Springer- verlag, Berlin, Heidelberg.
- Pijanowski, B.C., Villanueva-Rivera, L.J., Dumyahn, S.L., Farina, A., Krause, B.L., Napoletano, B.M., Pieretti, N., 2011. Soundscape ecology: the science of sound in the landscape. BioScience 61, 203–216.
- Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R.B., Friedli, H.R., Leaner, J., Mason, R., Mukherjee, A.B., Stracher, G.B., Streets, D.G., Telmer, K., 2010. Global Mercury Emissions to the Atmosphere from Anthropogenic and Natural Sources. Atmos. Chem. Phys. 10, 4719–4752.
- Polizzi, P.S., Chiodi Boudet, L.N., Romero, M.B., Denuncio, P.E., Rodríguez, D.H., Gerpe, M.S., 2013. Fine scale distribution constrains cadmium accumulation rates in two geographical groups of Franciscana dolphin from Argentina. Mar. Poll. Bull. 72 (1), 41-46.
- Polizzi, P.S., Romero, M.B., Chiodi Boudet, L.N., Das, K., Denuncio, P.E., Rodríguez, D.H., Gerpe, M.S., 2014. Metallothioneins pattern during ontogeny of coastal dolphin, *Pontoporia blainvillei*, from Argentina. Mar. Pollut. Bull. 80 (1), 275-281.
- Prego, R., Cobelo-García, A., 2003. Twentieth century overview of heavy metals in the Galician Rias (NW Iberian Peninsula). Environ. Pollut. 121, 425-452.
- Pulido-Reyes, G., Leganes, F., Fernández-Piñas, F., Rosal, R., 2017. Bio-nano interface and environment: A critical review. Environ. Toxicol. Chem. 36 (12), 3181-3193.
- Quadri-Adrogué, A., Seco Pon, J.P., García, G.O., Castano, M.V., Copello, S., Favero, M., Beatriz Miglioranza, K.S., 2021. Chlorpyrifos and persistent organic pollutants in feathers of the near threatened Olrog's Gull in southeastern Buenos Aires Province, Argentina. Environ. Pollut. 272, 115918.
- Quintas, P.Y., 2016. Distribución de los compuestos orgánicos de estaño (OTC) en el estuario de Bahía Blanca. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Quirós, O., 1998. Fish effects on pelagic-trophic relationships in the pelagic zone of lakes. Hydrobiologia 361, 101-111.
- Rabalais, N. N., 2004. Eutrophication. p. 819-865. In: A.R. Robinson, J. McCarthy & B.J. Rothschild (eds.). The Global Coastal Ocean: Multiscale Interdisciplinary Processes. Harvard University Press, Cambridge, MA., USA.
- Rabalais, N.N., 2002. Nitrogen in aquatic ecosystems. Ambio 31(2), 102–112.
- Radford, C.A., Stanley, J.A., Montgomery, J.C., Jeffs, A., 2010. Localised coastal habitats have distinct underwater sound signatures. Mar. Ecol. Progr. Ser. 401, 21–29.
- Ramírez, M.E., Nuñez, J.D., Ocampo, E.H., Matula, C.V., Suzuki, M., Hashimoto, T., Cledón, M., 2012. *Schizymenia dubyi* (Rhodophyta, Schizymeniaceae), a new introduced species in Argentina. N. Z. J. Bot. 50:51–58.
- Rivero, M.S., Vallarino, E.A., Elías, R., 2005. First survey of macroinfauna in the Mar del Plata Harbor (Argentina), and the use of polychaetes as pollution indicators. Rev. Biol. Mar. Oceanogr. 40, 101–108.
- Romero, M.B., 2016. Dinámica de elementos traza (esenciales y no esenciales) y plaguicidas en Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) de Argentina. Tesis Doctoral, Fac. de Cs. Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, 108 pp.
- Romero, M.B., Polizzi, P., Chiodi, L., Robles, A., Das, K., Gerpe, M., 2016. Metals as chemical tracers to discriminate ecological populations of threatened Franciscana

- dolphins (*Pontoporia blainvillei*) from Argentina. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24 (4), 3940-3950.
- Ross, D., 2005. Ship sources of ambient noise. *IEEE Ocean. Eng.* 30, 257–261.
- Ruiz, N.G., Folabella, A.M., Zamora, A.S., Escalante, A.H., 2012. Estudio sobre balneabilidad en dos playas cercanas a la planta de pretratamiento de efluentes cloacales de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. En: Argentina y Ambiente 2012: Libro de trabajos completos del I Congreso Internacional de Ciencia y Tecnología Ambiental, y I Congreso Nacional de la Sociedad Argentina de Ciencia y Tecnología Ambiental. Edición literaria a cargo de: María Dos Santos Afonso y Rosa M. Torres Sánchez – 1era edición, 1136 p. ISBN 978-987-28123-1-7.
- Rumbold, C.E., García, G.O., Seco Pon, J.P., 2020. Fouling assemblage of marine debris collected in a temperate South-western Atlantic coastal lagoon: A first report. *Mar. Poll. Bull.* 154, 111103.
- Sal Moyano M.P., Gavio M.A., Luppi T.A., 2012. Mating system of the burrowing crab *Neohelice granulata* (Brachyura: Varunidae) in two contrasting environments: effect of burrow architecture. *Mar. Biol.* 159, 1403–1416.
- Sal Moyano, M.P., Ceraulo, M., Hidalgo, F., Luppi, T., Nuñez, J., Radford, C.A., Mazzola, S., Gavio, M.A., Buscaino, G., 2021. Effect of biological and anthropogenic sound on the orientation behavior of four species of brachyuran crabs. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 669: 107-120.
- Salinas, J.M., Llera, E.M., Fuentes, C., 1996. Nota sobre la prescencia de *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Laminariales, Phaeophyta) en Asturias (mar Cantábrico). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 12 (1), 77-79.
- Salmon, M., 2003. Artificial night lighting and sea turtles. *Biologist* 50, 163–169.
- Salomons, W., Turner, R.K., Lacerda, L.D., Ramachandran, S., 1999. Perspectives on integrated coastal zone management. SpringerVerlag, Berlin Heidelberg. 386 p.
- Sánchez, M.A., Jaubet, M.L., Garaffo, G.V., Elías, R., 2013. Spatial and long-term analyses of reference and sewage-impacted sites in the SW Atlantic (38°S, 57°W) for the assessment of sensitive and tolerant polychaetes. *Mar. Poll. Bull.* 74, 325–333.
- Sanders, D., Frago, E., Kehoe, R., Patterson, C., Gaston, K.J., 2021. A meta-analysis of biological impacts of artificial light at night. *Nat Ecol Evol* 5, 74–81.
- Saracho Bottero, M.A., Jaubet, M.L., Llanos, E.N., Becherucci, M.E., Elías, R., Garaffo, G.V., 2020. Spatial-temporal variations of a SW Atlantic macrobenthic community affected by a chronic anthropogenic disturbance. *Mar. Poll. Bull.* 156, 111189.
- Scagliola, M., Furchi, P., Mar del Plata Public Works staff, 2006. Sewage outfall project of Mar del Plata city (Argentina): An effective intervention to achieve quality objectives on the marine environment. Presented at the MWWO-IEMES, Antalya, p. 22.
- Schwindt, E., 2007. The invasion of the acorn barnacle *Balanus glandula* in the south-western Atlantic 40 years later. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 87, 1219–1225.
- Schwindt, E., 2010. Evaluación nacional de Situación en materia del agua de lastre. Proyecto Globallast. 71 pp.
- Schwindt, E., De Francesco, C.G., Iribarne, O.O., 2004. Individual and reef growth of the introduced reef-building polychaete *Ficopomatus enigmaticus* in a south-western Atlantic coastal lagoon. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 84, 987-993.
- Seco Pon, J.P., 2016. Los residuos antropogénicos en la zona marino-costera de Argentina: una revisión desde un enfoque ecosistémico y socio-cultural. Editorial Académica Española. 93 pág.
- Seco Pon, J.P., Becherucci, M.E., 2012. Spatial and temporal variations on urban litter in Mar del Plata, the major coastal city of Argentina. *Waste Manag.* 32, 343-348.
- Seitzinger, S.P., Mayorga, E., Bouwman, A.F., Kroeze, C., Beusen, A.H.W., Billen, G., Van Dreht, G., Dumont, E., Fekete, B.M., Garnier, J., Harrison, J.A., 2010. Global river nutrient export: a scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochem. Cycles* 24, 1–16, GB0A08.

- Seuer, J., Pavoine, S., Hamerlynck, O., Duvail, S., 2008. Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. PLoS ONE 3(12): e4065.
- Shannon, G., McKenna, M.F., Angeloni, L.M., Crooks, K.R., Fristrup, K.M., Brown, E., Simpson, S.D., 2005. Homeward sound. Science 308, 221.
- Sharpley, A., Jarvie, H.P., Buda, A., May, L., Spears, B., Kleinman, P., 2013. Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. J. Environ. Qual. 42 (5), 1308–1326.
- Sherif, M.M., Singh V.P., 1999. Effect of climate change on sea water intrusion in coastal aquifers. Hydrol. Process. 13 (8), 1277-1287.
- SHN, 2020. Servicio de Hidrografía Naval. URL <http://www.hidro.gov.ar/>
- Silva, P.C., Woodfield, R.A., Cohen, A.N., Harris, H.L., Goddard, J.H.R., 2002. First report of the Asian kelp *Undaria pinnatifida* in the northeastern Pacific Ocean. Biol. Invasions 4, 333-338.
- Silva, R., Negri, R., Lutz V., 2009. Summer succession of ultraphytoplankton at the EPEA coastal station (Northern Argentina). J. Plankton Res. 31 (4), 447–458.
- Simpson, S.D., Radford, A.N., Holles, S., Ferarri, M.C.O., Chivers, D.P., McCormick, M.I., Meekan, M.G., 2016. Small-boat noise impacts natural settlement behavior of coral reef fish larvae. The effects of noise on aquatic life II: Adv. Exp. Med. Biol. 875, 1041–1048.
- Simpson, S.D., Radford, A.N., Tickle, E.J., Meekan, M.G., Jeffs, A.G., 2011. Adaptive avoidance of reef noise. PLoS One 6, 16625.
- Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., Popper, A.N., 2010. A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. Trends Ecol. Evol. 25, 419–427.
- Slomp, C.P., Van Cappellen, P., 2004. Nutrient inputs to the coastal ocean through submarine groundwater discharge: controls and potential impact. J Hydrol 295(1–4), 64–86.
- Small, C., Nicholls, R.J., 2003. A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. J. Coast. Res. 19, 584–599.
- Snitman, S., 2021. Efecto del sonido natural y antropogénico como estresor ambiental sobre parámetros comportamentales y bioquímicos del cangrejo *Neohelice granulata*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Mar de Plata.
- Soria, S.A., 2020. Efectos de la fragmentación de bancos de mejillín, *Brachidontes rodriguezii*, sobre las comunidades de ambientes rocosos intermareales. Universidad de Buenos Aires, Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Soriano, A., León, R.J.C., Sala, C.E., Lavado, R.S., Deregibus, V.A., Cauhépe, M.A., Scaglia, O.A., Velásquez, C.A., Lemcoff, J.H., 1991. Pastizales del Río de la Plata. 367-407, en: RT Coupland. Pastizales naturales. Introducción y hemisferio occidental. Elsevier, Amsterdam.
- Soto-Jiménez, M.F., 2011. Transferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas. Hidrobiologica 21, 239-248
- Spetter, C., Freije, R.H., Marcovecchio, J.E. 2014. Ciclo biogeoquímicos de los nutrientes en estuarios. Cap. 7 en Marcovecchio, J.E. & R.H. Freije (eds.) Procesos químicos en estuarios. Buenos Aires, edUTecNe, 157-170 pp.
- Spivak, E., Anger, K., Luppi, T., Bas, C., Ismael, D., 1994. Distribution and habitat preferences of two grapsid crabs in Mar Chiquita Lagoon (Buenos Aires Province, Argentina). Helgoländer Meeresunters 48, 59-78.
- Spivak, E.D., 2005. Los cirripedios litorales (Cirripedia, Thoracica, Balanomorpha) de la región del Río de La Plata y las costas marinas adyacentes. In Invasores invertebrados exóticos en el Río de La Plata y región marina aledaña. Ed P. Penchaszadeh, pp. 251–309, EUDEBA, Buenos Aires.
- Spivak, E.D., 2010. The crab *Neohelice* (= *Chasmagnathus*) *granulata*: an emergent animal model from emergent countries. Helgol. Mar. Res. 64,149–154.

- Statham, P.J., 2012. Nutrients in estuaries – an overview and the potential impacts of climate change. *Sci. Total Environ.* 434, 213–227.
- Szynkowska, M.I., Pawlaczyk, A., Maćkiewicz, E., 2018. Bioaccumulation and biomagnification of trace elements in the environment. In: *Recent Advances in Trace Elements*, K. Chojnacka, A. Saeid (eds), Wiley Blackwell Ed., Chichester (UK), Ch.13, pp.251-276 (577 pp) ISBN: 9781119133773
- Teso, S.V., Penchazsadeh, P.E., 2009. Beach filling and imposex in *Olivancillaria deshayesiana* (Mollusca: Gastropoda: Olividae) from the coast of Mar del Plata, Argentina. *J. Mar. Biolog. Assoc. U.K.* 89 (3), 557-562.
- Thompson, R.C., 2005. Microplastic in the marine environment: source, consequences and solutions, in: *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing, p. 456.
- Tokeshi, M., Arakaki, S., 2012. Habitat complexity in aquatic systems: Fractals and beyond. *Hydrobiologia* 685, 27–47.
- Tyack, P.L., 1998. Acoustic communication under the sea. En: Hopp, S.L., Owren, M.J., Evans, C.S. (Eds.), *Animal acoustic communication*, Springer, Berlin, Heidelberg.
- Vallarino, E.A., Elías, R., 1997. The dynamics of an introduced *Balanus glandula* population in the Southwestern Atlantic rocky shores. The consequences on the intertidal community. *Mar. Ecol.* 18, 319–335.
- Vallarino, E.A., Garaffo, G.V., Jaubet, M.L., Sánchez, M.A., Rivero, M.S., Elías, R., 2014. Response of mussel population to sewage-impact in rocky-stony shore. *Thalassas* 30, 51–56.
- Vallarino, E.A., Rivero, Ma.S., Gravina, Ma.C., Elías, R., 2002. The community-level response to sewage impact in intertidal mytilid beds of the Southwestern Atlantic, and the use of the Shannon index to assess pollution. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 37, 25–33.
- Vera, F., 2001. Los usos humanos del litoral: conflictos y complementariedades. Los espacios litorales emergentes. *Lectura geográfica. Actas XV Congreso de Geógrafos Españoles*, 39-82, Santiago de Compostela, España. ISBN: 848121647X
- Viers, J., Dupréa, B., Gaillardet, J., 2009. Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new data base. *Sci. Total Environ.* 407:853-868.
- Vilches, F.O., Bobinac, M.A., Labudía, A.C., Paso-Viola, M.N., Marcovecchio, J.E., Cappozzo, H.L., Panebianco, M.V., 2019. Heavy metals concentration and bioaccumulation in the marine coastal trophic web from Buenos Aires province southern coast, Argentina. *Chem. Ecol.* 35 (6), 501-523.
- Voigt, C.L., Da Silva, C.P., Doria, H.B., Randi, M.A.F., de Oliveira Ribeiro, C.A., de Campos, S.X., 2015 Bioconcentration and bioaccumulation of metal in freshwater Neotropical fish *Geophagus brasiliensis*. *Environ. Sci. Poll. Res.* 22 (11), 8242-8252.
- Wale, M.A., 2018. The effects of anthropogenic noise playbacks on marine invertebrates. Tesis Doctoral. Edinburgh Napier University.
- Wale, M.A., Simpson, S.D., Radford, A.N., 2013 Noise negatively affects foraging and antipredator behaviour in shore crabs. *Anim. Behav.* 86, 111–118.
- Wang, Z., Wang, Y., Zhao, P., Chen, L., Yan, C., Yan, Y., Chi, Q., 2015. Metal release from contaminated coastal sediments under changing pH conditions: Implications for metal mobilization in acidified oceans. *Mar. Poll Bull.* 101 (2), 707-715.
- Weilgart, L.S., 2007. The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Can. J. Zool.* 85, 1091–1116.
- Weisse, T., 1993. Dynamics of autotrophic picoplankton in marine and freshwater ecosystems. *Adv. Microb. Ecol.*, 13, 327–370.
- Werner, A.D., Simmons, C.T., 2009. Impact of sea level rise on seawater intrusion in coastal aquifers. *Ground Water* 47 (2), 197-204.
- Weston, N.B., Vile, M.A., Neubauer, S.C., Velinsky, D.J., 2011. Accelerated Microbial organic matter mineralization following salt-water intrusion into tidal freshwater marsh soils. *Biogeochemistry* 102, 135–151.

- Windom, H.L., 1992. Contamination of the marine environment from land-based sources. *Mar. Pollut. Bull.* 25, 32–36.
- Windom, H.L., Moore, W.S., Niencheski, L.F., 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
- Wojtkowska, M., Bogacki, J., Witeska, A., 2016. Assessment of the hazard posed by metal forms in water and sediments. *Sci. Total Environ.* 551, 387-392.
- Yao, Q., Wang, X., Jian, H., Chen, H., Yu, Z., 2016. Behavior of suspended particles in the Changjiang Estuary: Size distribution and trace metal contamination. *Mar. Pollut. Bull.* 103 (1-2), 159-167.
- Yao, Q., Wang, X., Jian, H., Chen, H., Yu, Z., 2016. Behavior of suspended particles in the Changjiang Estuary: Size distribution and trace metal contamination. *Mar. Pollut. Bull.* 103 (1-2), 159-167.
- Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J., Jiang, G., 2008. Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Anal. Chim. Acta* 606, 135–150.